

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

ORLANDO ANTONIO DUARTE HERNANDEZ

AVALIAÇÃO DE SISTEMAS DE MEDIÇÃO PARA CONTROLE DE PROCESSO EM
TEMPO REAL EM UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO
QUE UTILIZA REATORES UASB

CURITIBA

2019

ORLANDO ANTONIO DUARTE HERNANDEZ

AVALIAÇÃO DE SISTEMAS DE MEDIÇÃO PARA CONTROLE DE
PROCESSO EM TEMPO REAL EM UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE
ESGOTO SANITÁRIO QUE UTILIZA REATORES UASB

Tese apresentada ao curso de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Miguel Mansur Aisse

Coorientador: Prof. Dr. Mauricio Pereira Cantão

CURITIBA

2019

H557a Hernandez, Orlando Antonio Duarte

Avaliação de sistemas de medição para controle de processo em tempo real numa Estação de Tratamento de Esgoto sanitário que utiliza reatores UASB [recurso eletrônico] / Orlando Antonio Duarte Hernandez, 2019.

Tese (doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Dr. Miguel Mansur Aisse

Coorientador: Prof. Dr. Mauricio Pereira Cantão

1. Biogás. 2. Espectroscopia. I. Universidade Federal do Paraná. II. Aisse, Miguel Mansur. III. Cantão, Mauricio Pereira. IV. Título.

CDD 665.77



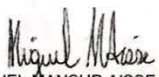
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SETOR SETOR DE TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO ENGENHARIA DE
RECURSOS HÍDRICOS E AMBIENTAL - 40001016021P0

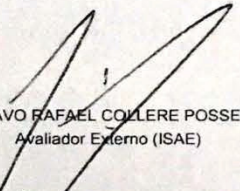
TERMO DE APROVAÇÃO


Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ENGENHARIA DE RECURSOS HÍDRICOS E AMBIENTAL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da tese de Doutorado de **ORLANDO ANTONIO DUARTE HERNANDEZ** intitulada: **Avaliação de sistemas de medição para controle de processo em tempo real em uma Estação de Tratamento de Esgoto Sanitário que utiliza reatores UASB**, após terem inquirido o aluno e realizado a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua aprovação no rito de defesa.

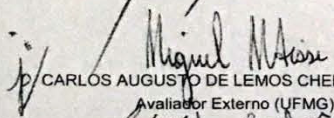
A outorga do título de doutor está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

CURITIBA, 26 de Fevereiro de 2019.

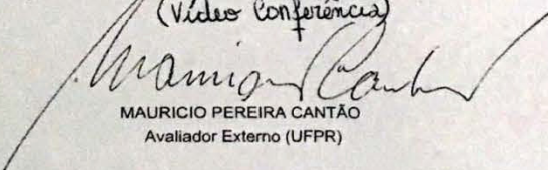

MIGUEL MANSUR AISSE
Presidente da Banca Examinadora



GUSTAVO RAFAEL COLLERE POSSETTI
Avaliador Externo (ISAE)


JULIO CESAR RODRIGUES DE AZEVEDO
Avaliador Interno ()


CARLOS AUGUSTO DE LEMOS CHERNICHARO
Avaliador Externo (UFMG)
(Video Conferência)


SÉRGIO MICHELOTTO BRAGA
Avaliador Interno (UFPR)


MAURICIO PEREIRA CANTÃO
Avaliador Externo (UFPR)


CARLOS MAGNO DE SOUZA VIDAL
Avaliador Externo (UNICENTRO)

A quien más, sino a Ustedes tres....

AGRADECIMENTOS

A Dios, por mostrarme que es posible crecer día a día. Por señalarme el camino para tomar las mejores decisiones.

A mis Padres, Hermanos, Abuelos y Suegros, pilares fundamentales de lo que soy, de lo que intento pasar a mis hijas, porque solo con valores familiares es y será posible, construir y nuestro caso reconstruir un país.

A Ti Kari, mi vida, gracias por confiar en mí, gracias por hacer este camino tan fácil, gracias por ser cómplice de mis aventuras, en fin gracias por estar a mi lado. TE AMO!

A Uds, Valeria y Natalia, quiero pedirles perdón por sacarlas de su hermoso entorno familiar. También darles las gracias por estar en mi vida, por compartir este pequeño logro. Y juntos como familia descubrir que, en la vida quien pierde el techo, gana las estrellas... Gracias por las tertulias caminando al colegio cosa que si no estaríamos aquí difícilmente hubiesen ocurrido.

Aos Professores Dr. Miguel Mansur Aisse e Dr. Mauricio Pereira Cantão, grandes referencias académicas para mim, são um exemplo de constância e dedicação. Mais por encima de todo, por oferecer-me sua amizade. Sem suas orientações difícilmente haveria concluído, iniciando, pelo meu português. **Gracias!**

Ao Dr. Gustavo Rafael Possetti, pela confiança, apoio e a palavra amiga, procurando sempre o melhor andamento dos projetos.

Aos professores Júlio Cesar Azevedo, Sergio Braga, Carlos Augusto Lemos Chernicharo pelo apoio e orientações no decorrer da pesquisa.

À UFPR e ao PPGERHA, seus alunos, professores e colaboradores.

Ao PROBIOGÁS pelas instalações e equipamentos cedidos para a realização dos estudos.

Aos Amigos que o Brasil me deu: Ellen, Júlio, Karina, Alexandre Lisboa, Hector e Maria José.

À SANEPAR, principalmente: Karina, Ana, André, Ana Paula, Barbara, Janaina, Luiz e Eduardo, pela ajuda e apoio durante a pesquisa. Além deles, aos demais trabalhadores e todos os operadores, técnicos da Sanepar que me auxiliaram de alguma forma no desenvolvimento deste trabalho.

À OEA e Universidad Experimental del Tachira, que apoiaram financeiramente a realização desta Tese de Doutorado.

RESUMO

Uma tecnologia bastante empregada para o tratamento de esgoto sanitário é o reator UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*). O trabalho buscou a avaliação de sistemas de medição para controle de processo em tempo real numa Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) sanitário que utiliza reatores UASB. Os objetivos específicos foram: 1) avaliar o sensor na medição da DQO e dos SST, do esgoto sanitário em uma ETE que emprega reatores tipo UASB; 2) avaliar os sensores na medição do biogás, gerado de esgoto sanitário, em uma estação de tratamento que emprega reatores tipo UASB; 3) avaliar os métodos de caracterização metrológica, incluindo a análise de incertezas da medição do esgoto e biogás; 4) avaliar economicamente o uso do sensor de DQO e SST. Os trabalhos foram desenvolvidos em uma ETE de médio porte localizada na cidade de Curitiba-PR, que conta com uma vazão de projeto de 420 L/s, correspondente a uma população de 235.000 habitantes. Foram avaliados o uso do sensor ultrassônico na medição de vazão de esgoto, o uso do sensor de espectroscopia UV-Vis (sonda) na medição da DQO e dos SST, o uso de sensores de medição, quantitativa e qualitativa, do biogás (vórtice, dispersão térmica, infravermelho não dispersivo, eletroquímico), foram avaliadas as principais características metrológicas, incluindo a análise das incertezas dos sensores. Os resultados foram analisados por meio da estatística descritiva, utilizaram-se o R^2 , $RMSE_{REL}$, RSR e o teste de *t-Student* presumindo médias equivalentes, com nível de significância de 0,05, teste bilateral. A sonda para medir DQO e SST demonstrou que a calibração local linear foi a que melhor se adaptou ao afluente e efluente do UASB. Constatou-se que existe um aumento nos erros de medição na operação contínua da sonda, o que indica uma perda na efetividade do equipamento de medição e a necessidade de uma limpeza manual periódica, a cada 3 dias nas condições estudadas. Na medição de vazão de biogás, os dois medidores testados não apresentaram diferenças estatisticamente significativas, porém o medidor de dispersão térmica mostrou-se mais sensível para vazões menores. Foram obtidos picos de vazão de biogás diferentes daqueles já relatados em outros estudos, a vazão descreveu curvas padrão com período de 24 horas, as vazões máximas ocorreram tipicamente entre às 0 e 3 horas do dia e aproximadamente às 15 horas e as mínimas entre às 6 e 9 horas. Durante o período de estudo, a vazão média de biogás disponibilizada pelos reatores UASB foi de $(36,46 \pm 12,35) \text{ Nm}^3 \text{ h}^{-1}$. Foram apresentados os comportamentos no tempo de diferentes parâmetros do esgoto, como a carga orgânica de entrada e de saída e a carga orgânica removida na ETE. A carga orgânica removida, em média de 48%, apresentou correlações com os parâmetros: vazão de biogás, percentual de CH_4 , percentual de CO_2 e concentração de H_2S . Foram calculadas as incertezas para cada sensor utilizado segundo as diretrizes reportadas no GUM. As principais contribuições à incerteza da sonda baseada em espectroscopia UV-Vis estão associadas às incertezas tipo B, especificamente ao certificado de calibração e às referências históricas. Para os medidores de vazão de biogás, as principais contribuições estão associadas à repetibilidade e às incertezas oriundas do certificado. No entanto, no medidor de vazão de esgoto obteve-se que a maior contribuição percentual da incerteza ocorre para a análise estatística da série de observações (incertezas tipo A). Constatou-se que o medidor de qualidade de biogás teve como principais contribuições à incerteza, aquelas associadas à reprodutibilidade e às incertezas oriundas do certificado, durante a mensuração de CH_4 e CO_2 ; concluiu-se que a prioridade de melhoria de incerteza para o equipamento durante a mensuração de O_2 e H_2S reside na reprodutibilidade e repetibilidade. Demonstrou-se, por meio do cálculo do VPL e por custo unitário de análise, que existe a possibilidade da viabilidade econômica do sistema de medição pela técnica espectrométrica, quando se compara com a máxima frequência de análise empregada na ETE para um período de 5 anos e uma taxa de 10%. Além disso, a pesquisa serviu para discutir benefícios dos sistemas de medição.

PALAVRAS-CHAVE: Análise de Incertezas, Biogás, Espectroscopia UV/VIS, Sensores de Qualidade/Composição de Biogás, Sensor de DQO.

ABSTRACT

One technology used to treat sewage is UASB (Upflow anaerobic sludge blanket). The work sought the evaluation of measurement systems for real time process control in a sewage treatment plant (ETE) using UASB reactors. The specific objectives were: 1) to evaluate the sensor in the measurement of COD and TSS of sanitary sewage in an ETE that uses reactors of the UASB type; 2) to evaluate the sensors in the measurement of biogas, generated from sanitary sewage, in a treatment plant that uses UASB type reactors; 3) to evaluate the methods of metrological characterization, including the analysis of the uncertainties of the measurement of sewage and biogas; 4) to economically evaluate the use of COD and SST sensors. The works were developed in a medium-sized ETE located in the city of Curitiba-PR, which has a project flow of 420 L / s, corresponding to a population of 235 thousand inhabitants. The use of the ultrasonic sensor in the measurement of sewage flow, the use of the UV-Vis spectroscopy sensor (probe) in the COD and SST measurement, the use of quantitative and qualitative biogas measurement (vortex, thermal dispersion, infrared dispersive, electrochemical), the main metrological characteristics were evaluated, including the analysis of sensor uncertainties. The results were analyzed through descriptive statistics, using R2, RMSE, RSR and Student's t-test, assuming equivalent means, with significance level of 0.05, bilateral test. The probe for the measurement of COD and SST showed that the local linear calibration was the one that best adapted to the UASB effluent and effluent. It has been found that there is an increase in measurement errors in the continuous operation of the probe, which indicates a loss in the effectiveness of the measuring equipment and the need for periodic manual cleaning every 3 days under the conditions studied. In the measurement of the biogas flow, the two meters tested did not show statistically significant differences, but the thermal dispersion meter showed to be more sensitive for smaller flows. Biogas flow peaks different from those reported in other studies were obtained, the flow described standard curves with a 24 hour period, peak flows typically occurred between 0 and 3 hours per day and approximately 15 hours and the minimum between 6 and 9 hours. During the study period, the average flow of biogas available in the UASB reactors was (36.46 ± 12.35) Nm³ h⁻¹. The temporal behavior of different sewage parameters, such as the inlet and outlet organic load and the organic load removed in the TEE, were presented. The organic load removed, on average 48%, showed correlations with the parameters: biogas flow, percentage of CH₄, percentage of CO₂ and concentration of H₂S. The uncertainties were calculated for each sensor used according to the guidelines reported in the GUM. The main contributions to the uncertainty of the probe based on UV-Vis spectroscopy are associated with type B uncertainties, specifically the calibration certificate and historical references. For biogas flowmeters, the main contributions are associated with the repeatability and uncertainties arising from the certificate. However, in the sewer meter it was obtained that the largest percentage contribution of the uncertainty occurs for the statistical analysis of the series of observations (uncertainties type A). It was verified that the biogas quality meter had as main contributions the uncertainty, those associated to the reproducibility and the uncertainties of the certificate, during the measurement of CH₄ and CO₂; It is concluded that the priority to improve the uncertainty of the equipment during measurement of O₂ and H₂S lies in reproducibility and repeatability. It was demonstrated, through the calculation of the NPV and the unit cost of analysis, that there is the possibility of the economic viability of the measurement system by the spectrometric technique when compared with the maximum frequency of analysis used in the ETE for a period of 5 years. years and a rate of 10%. In addition, the research served to discuss the benefits of measurement systems.

KEY WORDS: Uncertainty Analysis, Biogas, UV / VIS Spectroscopy, Quality/Composition Sensors, COD sensor

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - VARIAÇÃO DIÁRIA TÍPICA DE VAZÃO DE ESGOTOS SANITÁRIOS.....	29
FIGURA 2 - VARIAÇÃO HORARIA DA CARGA ORGÂNICA AFLUENTE A UMA ETE DE PEQUENO PORTE	31
FIGURA 3 - FLUXOGRAMA TIPOICO DE UMA ETE COMPLETA.....	32
FIGURA 4 - REATOR TIPO UASB, ADOTADO PELA COMPANHIA DE SANEAMENTO DO PARANÁ	35
FIGURA 5 - EXEMPLO DE UM ESPECTRO UV-VIS DE UMA ÁGUA RESIDUAL E PARÂMETROS ASSOCIADOS A DIFERENTES GAMAS ESPECTRAIS.....	48
FIGURA 6 - LOCALIZAÇÃO E VISTA DA ETE	57
FIGURA 7 - FLUXOGRAMA DA FASE LÍQUIDA E LOCALIZAÇÃO DOS EQUIPAMENTOS DA MEDIÇÃO NA ETE PADILHA SUL	58
FIGURA 8 - DESENHO ESQUEMÁTICO DA CALHA PARSHALL DA ETE EM ESTUDO COM SUAS RESPECTIVAS DIMENSÕES.	59
FIGURA 9 - MEDIDOR ULTRASSÔNICO INSTALADO NA CALHA PARSHALL DA ETE EM ESTUDO	60
FIGURA 10 - MEDIDOR ONLINE MODELO CARBOLYSER E CONTROLADOR CON::LYTE, INSTALADO NA ETE.....	60
FIGURA 11 –TUBULAÇÃO DE BIOGÁS E LOCALIZAÇÃO DOS EQUIPAMENTOS DA MEDIÇÃO NA ETE PADILHA SUL	61
FIGURA 12 - MEDIDOR DE VAZÃO DE BIOGÁS TIPO VORTEX	62
FIGURA 13 - MEDIDOR DE VAZÃO DE BIOGÁS TIPO DISPERSÃO TERMICA	62
FIGURA 14 - ANALISADOR PORTÁTIL DE BIOGÁS.....	63
FIGURA 15 - AMOSTRADOR PORTÁTIL DE ESGOTO	64
FIGURA 16 - ESQUEMA DO SISTEMA DE MEDIÇÃO DQO (SONDA).....	68
FIGURA 17 - JANELA DE MEDIÇÃO DA Sonda E ESQUEMA DA Sonda.....	69
FIGURA 18 - GRÁFICO TÍPICO DA CALIBRAÇÃO OFFSET.....	70
FIGURA 19 - GRÁFICO TÍPICO DA CALIBRAÇÃO LOCAL LINEAR.....	71
FIGURA 20 - DIAGRAMA REPRESENTATIVO DO MÉTODO DO CÁLCULO DA INCERTEZA.....	78
FIGURA 21 - MEDIÇÕES DE DQO EM AUSÊNCIA DE LIMPEZA MANUAL, SOMENTE AUTOLIMPEZA DO EQUIPAMENTO	83
FIGURA 22 - JANELA DE MEDIÇÃO DA Sonda OBSTRUÍDA POR SÓLIDOS.....	84

FIGURA 23 - GRÁFICOS AVALIANDO COMPORTAMENTO DA SONDA PARA O CENÁRIO (0) MEDINDO DQO	85
FIGURA 24 – GRÁFICOS DE AVALIAÇÃO DO CENÁRIO 1 MEDINDO DQO NO AFLUENTE	86
FIGURA 25 - COMPORTAMENTO DE ACUMULAÇÃO DE SÓLIDOS CENÁRIO 3	87
FIGURA 26 – GRÁFICOS DE AVALIAÇÃO DO CENÁRIO 1 MEDINDO DQO NO AFLUENTE	88
FIGURA 27 - GRÁFICOS BOXPLOT DA DQO DO AFLUENTE PARA OS DIFERENTES MODOS DE CALIBRAÇÃO	89
FIGURA 28 - GRÁFICOS DE DISPERSÃO DA DQO PARA OS DIFERENTES MODOS DE CALIBRAÇÃO	89
FIGURA 29 - GRÁFICOS DE AVALIAÇÃO DO CENÁRIO 1 MEDINDO DQO NO EFLUENTE.....	90
FIGURA 30 - GRÁFICOS BOXPLOT DA DQO DO EFLUENTE PARA OS DIFERENTES MODOS DE CALIBRAÇÃO.	91
FIGURA 31 - GRÁFICOS DISPERSÃO DA DQO DO EFLUENTE PARA OS DIFERENTES MODOS DE CALIBRAÇÃO.	91
FIGURA 32 - DIFERENÇA ENTRE OS VALORES DE SST MEDIDOS PELA SONDA E VALORES MEDIDOS NO LABORATÓRIO.....	92
FIGURA 33 - GRÁFICOS DOS SST DO AFLUENTE E EFLUENTE PARA O MODO DE CALIBRAÇÃO GLOBAL CENÁRIO 3	93
FIGURA 34 - GRÁFICOS DISPERSÃO DOS SST DO AFLUENTE E EFLUENTE PARA O MODO DE CALIBRAÇÃO GLOBAL CENÁRIO 3.....	93
FIGURA 35 - MÉTODOS DE AVALIAÇÃO ESTATÍSTICOS PARA CADA O CENÁRIO 2 MEDINDO DQO	97
FIGURA 36 - MÉTODOS DE AVALIAÇÃO ESTATÍSTICOS PARA O CENÁRIO 3 MEDINDO SST ...	98
FIGURA 37 - COMPARAÇÃO ENTRE OS MEDIDORES DE VAZÃO DE BIOGÁS TIPO VÓRTICE E TIPO DISPERSÃO TÉRMICA	100
FIGURA 38 - COMPARAÇÃO DAS MEDIÇÕES FEITAS COM MEDIDOR DE VAZÃO TIPO VÓRTICE E COM MEDIDOR DE VAZÃO POR DISPERSÃO TÉRMICA PARA O CENÁRIO 1.....	100
FIGURA 39 - COMPARAÇÃO DAS MEDIÇÕES UTILIZANDO-SE O MEDIDOR DE VAZÃO TIPO VORTEX E O MEDIDOR DE VAZÃO POR DISPERSÃO TÉRMICA PARA O CENÁRIO 2.	102
FIGURA 40 - COMPARAÇÃO ENTRE OS MEDIDORES DE VAZÃO DE BIOGÁS TIPO VORTEX E TIPO DISPERSÃO TÉRMICA	103

FIGURA 41 - MÉTODOS DE AVALIAÇÃO ESTATÍSTICOS PARA O CENÁRIO 2 MEDINDO VAZÃO DE BIOGÁS	104
FIGURA 42 - CURVA DE VAZÃO DE BIOGÁS (NM^3/H) E VAZÃO DE ESGOTO (L s^{-1}) EM FUNÇÃO DO TEMPO PARA O INTERVALO DE UM MÊS.	104
FIGURA 43 - CURVA DE VAZÃO DE BIOGÁS ($\text{NM}^3 \text{ h}^{-1}$) E VAZÃO DE ESGOTO (Ls^{-1}) EM FUNÇÃO DO TEMPO PARA UM INTERVALO DE 3 DIAS.	105
FIGURA 44 - CURVA DE VAZÃO DE BIOGÁS (NM^3/H) E VAZÃO DE ESGOTO (L/S) EM FUNÇÃO DO TEMPO PARA UM INTERVALO DE 24 HORAS.	106
FIGURA 45 - CURVAS DE CARGA ORGÂNICA (KG D^{-1})	107
FIGURA 46 - CURVA DE CARGA ORGÂNICA REMOVIDA (Kg d^{-1}) E CURVA DE VAZÃO DE BIOGÁS ($\text{NM}^3 \text{ H}^{-1}$) EM FUNÇÃO DO TEMPO.....	108
FIGURA 47 - COMPORTAMENTO DAS CONCENTRAÇÕES HORARIAS DO BIOGÁS (QUALIDADE) E OS HISTOGRAMAS DESSAS MEDIÇÕES	109
FIGURA 48 - COMPARAÇÃO CARGA ORGÂNICA MEDIDA ONLINE E MEDIDA NO LABORATÓRIO (COLETA 2)	112
FIGURA 49 - CARGA ORGÂNICAS USANDO EQUIPAMENTOS DE MEDIÇÃO ONLINE	113
FIGURA 50 - COMPARAÇÃO CARGA ORGÂNICA MEDIDA ONLINE E MEDIDA NO LABORATÓRIO (COLETA 3).	114
FIGURA 51 - COMPARAÇÃO CARGA ORGÂNICA MEDIDA ONLINE E MEDIDA NO LABORATÓRIO (COLETA 3). EFLUENTE.....	114
FIGURA 52 - COMPARAÇÃO DA VAZÃO DE ESGOTO NA CALHA PARSHALL POR MEDIÇÃO MANUAL E MEDIDOR ULTRASSÔNICO.	116
FIGURA 53 - AVALIAÇÃO DA VAZÃO DE ESGOTO MEDIDA NA CALHA PARSHALL POR MEDIÇÃO MANUAL E MEDIDOR ULTRASSÔNICO	116
FIGURA 54 - MÉTODOS DE AVALIAÇÃO ESTATÍSTICOS PARA O MEDIDOR ULTRASSÔNICO MEDINDO VAZÃO DE ESGOTO.....	117
FIGURA 55 - CONTRIBUIÇÃO PERCENTUAL NA COMPOSIÇÃO DA INCERTEZA PADRÃO PARA O MEDIDOR ULTRASSONICO DE VAZÃO DE ESGOTO	119
FIGURA 56 - DISPOSITIVO ACOPLADO A SONDA VISANDO A PRESENÇA DO ANALITO SOBRE A JANELA DE MEDIÇÃO	121
FIGURA 57 - CONTRIBUIÇÃO PERCENTUAL NA COMPOSIÇÃO DA INCERTEZA PADRÃO PARA O MEDIDOR DA DQO DE ESGOTO (AFLUENTE).....	122

FIGURA 58 - CONTRIBUIÇÃO PERCENTUAL NA COMPOSIÇÃO DA INCERTEZA PADRÃO PARA O MEDIDOR DA DQO DE ESGOTO (EFLUENTE)	124
FIGURA 59 - CONTRIBUIÇÃO PERCENTUAL NA COMPOSIÇÃO DA INCERTEZA PADRÃO PARA A Sonda medindo SST	126
FIGURA 60 - CONTRIBUIÇÃO PERCENTUAL NA COMPOSIÇÃO DA INCERTEZA PADRÃO PARA O MEDIDOR DE VAZÃO TIPO VÓRTEX, MENSURANDO VAZÃO DE BIOGÁS.	129
FIGURA 61 - CONTRIBUIÇÃO PERCENTUAL NA COMPOSIÇÃO DA INCERTEZA PADRÃO PARA O MEDIDOR DE VAZÃO DE BIOGÁS TIPO DISPERSAO TÉRMICA	131
FIGURA 62 - CONTRIBUIÇÃO PERCENTUAL NA COMPOSIÇÃO DA INCERTEZA PADRÃO PARA O SENSOR INFRATERMELHO MEDINDO CH ₄	133
FIGURA 63 - CONTRIBUIÇÃO PERCENTUAL NA COMPOSIÇÃO DA INCERTEZA PADRÃO PARA O SENSOR INFRATERMELHO MEDINDO CO ₂	134
FIGURA 64 – CONTRIBUIÇÃO PERCENTUAL NA COMPOSIÇÃO DA INCERTEZA PADRÃO PARA O SENSOR ELETROQUIMICO MEDINDO O ₂	135
FIGURA 65 – CONTRIBUIÇÃO PERCENTUAL NA COMPOSIÇÃO DA INCERTEZA PADRÃO PARA O SENSOR ELETROQUIMICO MEDINDO H ₂ S	136
FIGURA 66 - FLUXOS DE CAIXA PARA A FREQUÊNCIA 12 ANÁLISES POR MÊS AFLUENTE E EFLUENTE.....	139
FIGURA 67 - FLUXOS DE CAIXA PARA A FREQUÊNCIA 30 ANÁLISES POR MÊS AFLUENTE E EFLUENTE.....	139
FIGURA 68 - FLUXOS DE CAIXA PARA A FREQUÊNCIA 720 ANÁLISES POR MÊS AFLUENTE E EFLUENTE.....	139

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - CONCENTRAÇÕES TÍPICAS DOS PRINCIPAIS PARÂMETROS DOS ESGOTOS	28
TABELA 2 - RESUMO DE ALGUNS DOS TRABALHOS RELACIONADOS COM O DESEMPENHO DE REATORES UASB TRATANDO ESGOTOS SANITÁRIOS EM ESCALA PLENA	37
TABELA 3 - PARÂMETROS PARA O CONTROLE DE REATORES ANAERÓBIOS COM A RESPECTIVA FREQUÊNCIA DE AVALIAÇÃO.....	38
TABELA 4 - COMPOSIÇÃO TÍPICA DE BIOGÁS DE REATORES UASB, TRATANDO ESGOTO DOMÉSTICO.....	41
TABELA 5 - PRINCIPAIS PARÂMETROS DETERMINADOS NA PRODUÇÃO DE BIOGÁS EM REATORES UASB	44
TABELA 6 - CALHA PARSHALL COM ESCOAMENTO LIVRE – LIMITES DE APLICAÇÃO E VALORES DE N E K	46
TABELA 7 – COMPOSIÇÃO DE GASES: VANTAGENS E DESVANTAGENS DE CADA MÉTODO ...	50
TABELA 8 - RESUMO DOS EQUIPAMENTOS DE MEDIÇÃO NA ETE PADILHA SUL	65
TABELA 9 – ANÁLISE DOS DADOS: MÉTODOS DE AVALIAÇÃO ESTATÍSTICOS UTILIZADOS.....	66
TABELA 10 - LIMITES DE CLASSIFICAÇÃO DOS CRITÉRIOS DE EFICIÊNCIA E COMPARAÇÃO PARA OS EQUIPAMENTO ENVOLVIDOS NAS MEDIÇÕES DA ETE	67
TABELA 11 - ANÁLISES PARA CARACTERIZAÇÃO DO ESGOTO E ANÁLISES DO DESEMPENHO DO SISTEMA DE MEDIÇÃO DE DQO E SST	67
TABELA 12 - PROCEDIMENTOS PARA A AVALIAÇÃO DOS PARÂMETROS DA SONDA.....	72
TABELA 13 - PROCEDIMENTOS PARA A AVALIAÇÃO DOS SENSORES DE MEDIÇÃO DE BIOGÁS, COMPARANDO TRANSMISSOR TIPO VÓRTEX CONTRA O TRANSMISSOR POR DISPERSÃO TÉRMICA.....	73
TABELA 14 - PROCEDIMENTOS PARA A CARACTERIZAÇÃO PARAMETROS RELACIONADOS QUALI-QUANTITATIVA DO BIOGÁS	74
TABELA 15 - RELAÇÕES UNITÁRIAS DE PRODUÇÃO DE METANO, BIOGÁS E ENERGIA	75
TABELA 16 - PARÂMETROS PARA O CONTROLE DE REATORES ANAERÓBIOS COM A RESPECTIVA FREQUÊNCIA DE AVALIAÇÃO	80
TABELA 17 - RESUMO DO ANALISE ESTATISTICA PARA CADA CENARIO TESTADO	95
TABELA 18 - RESULTADOS DAS VAZÕES DE BIOGÁS OBTIDAS ATRAVÉS DOS MEDIDORES DE VAZÃO DO TIPO VÓRTICE E TIPO DISPERSÃO TÉRMICA.....	99

TABELA 19 - RESULTADOS DAS VAZÕES DE BIOGÁS OBTIDAS ATRAVÉS DOS MEDIDORES DE VAZÃO DO TIPO VÓRTICE E TIPO DISPERSÃO TÉRMICA.....	102
TABELA 20 - DADOS METEOROLÓGICOS NA ESTAÇÃO MONITORADA	106
TABELA 21 - MATRIZ DE CORRELAÇÕES ENTRE OS PARÂMETROS ANALISADOS	110
TABELA 22 PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS METROLÓGICAS INERENTES DO MEDIDOR ULTRASSÔNICO VAZÃO DE ENTRADA A ESTAÇÃO.	118
TABELA 23 - PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS METROLÓGICAS INERENTES DA SONDA DQO AFLUENTE	122
TABELA 24 - PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS METROLÓGICAS INERENTES DA SONDA DQO EFLUENTE.....	124
TABELA 25 - PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS METROLÓGICAS INERENTES DA SONDA SST	125
TABELA 26 - PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS METROLÓGICAS INERENTES AO MEDIDOR DE VAZÃO DE BIOGÁS TIPO VÓRTICE	129
TABELA 27 - PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS METROLÓGICAS INERENTES DO MEDIDOR DE VAZÃO POR DISPERSAO TERMICA	131
TABELA 28 - PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS METROLÓGICAS INERENTES DO MEDIDOR DE QUALIDADE DE BIOGÁS MULTITEC, ESPECIFICAMENTE O GÁS METANO CH ₄	132
TABELA 29 - PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS METROLÓGICAS INERENTES DO MEDIDOR DE QUALIDADE DE BIOGÁS MULTITEC, ESPECIFICAMENTE O GÁS DIOXIDO DE CARBONO CO ₂	133
TABELA 30 - PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS METROLÓGICAS INERENTES DO MEDIDOR DE QUALIDADE DE BIOGÁS MULTITEC, ESPECIFICAMENTE O GÁS OXIGÊNIO O ₂	135
TABELA 31 - PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS METROLÓGICAS INERENTES DO MEDIDOR DE QUALIDADE DE BIOGÁS MULTITEC, ESPECIFICAMENTE O GÁS H ₂ S.....	136
TABELA 32 - MONITORAMENTO DA ETE: DESCRIÇÃO DOS CUSTOS ASSOCIADOS PARA O INVESTIMENTO INICIAL (R\$) ⁽³⁾	137
TABELA 33 - MONITORAMENTO DA ETE: DESCRIÇÃO DOS FLUXOS DE CAIXA MENSAIS (R\$) ⁽⁵⁾	138
TABELA 34 - VALOR PRESENTE LÍQUIDO PARA AS FREQUÊNCIAS DE COLETAS AVALIADAS E CUSTO POR ANÁLISE (R\$) ⁽²⁾	140

LISTAS DE SIGLAS, SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AME	Atividade Metanogênica Específica
ANA	Agência Nacional de Águas
B/C	Razão Benefício/Custo
CH ₄	Metano
CMP	Custo Médio de Produção
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT	Carbono Orgânico Total
CO ₂	Dióxido de carbono
COV	Carga Orgânica Volumétrica
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
Dp	Desvio padrão
E _{DQO}	Eficiência em remoção de DQO
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
GUM	Guide to the expression of uncertainty in measurement
H ₂ S	Sulfeto de Hidrogênio
M	Número de Amostras
O ₂	Oxigênio
OD	Oxigênio Dissolvido
pH	Potencial Hidrogeniônico
PROSAB	Programa de Pesquisa em Saneamento Básico
Q	Vazão
R	Coeficiente de correlação de Pearson
R ²	Coeficiente de determinação
RMSE	Erro quadrático médio
RMSE _{REL}	Erro quadrático médio relativo
RSR	Índice padrão de erro
SANEPAR	Companhia de Saneamento do Paraná
SS _{sed}	Sólidos Sedimentáveis
SST	Sólidos Suspensos Totais
ST	Sólidos Totais
STF	Sólidos Totais Fixos
STV	Sólidos Totais Voláteis
TIR	Taxa Interna de Retorno
TDH	Tempo de Detenção Hidráulico
<i>U</i>	Incerteza expandida
<i>U_c</i>	Incerteza combinada

UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>
v/v	Relação volume por volume
VAE	Valor Anual Equivalente
v_{eff}	Grau de Liberdade efetivos
VPL	Valor Presente Líquido
W	Largura da garganta para a Calha Parshall

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	21
1.1.	JUSTIFICATIVA	22
1.2.	RELEVÂNCIA	24
1.3.	HIPÓTESES	26
1.4.	OBJETIVO GERAL	26
1.5.	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	26
2.	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	27
2.1.	CARACTERIZAÇÃO DOS ESGOTOS SANITÁRIOS	27
2.2.	TRATAMENTO DO ESGOTO	31
2.3.	TRATAMENTO ANAERÓBIO	33
2.3.1.	Fundamentos da Digestão Anaeróbia	33
2.3.2.	Considerações sobre o reator UASB	34
2.3.3.	Desempenho e Monitoramento de reatores UASB	37
2.4.	DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO	38
2.5.	BIOGÁS E PRODUÇÃO DE METANO NOS PROCESSOS ANAERÓBIOS	40
2.5.1.	Composição do Biogás	40
2.5.2.	Produção de metano	42
2.6.	INSTRUMENTAÇÃO APLICADA NAS ETES	45
2.6.1.	Vazão de esgoto	45
2.6.2.	Qualidade do Esgoto (caracterização)	46
2.6.3.	Vazão de Biogás	48
2.6.4.	Qualidade do Biogás	50
2.6.5.	Cromatografia gasosa	52
2.7.	Incerteza, Conceitos básicos.	53
2.7.1.	Avaliação da Incerteza das Estimativas de Entrada	54
2.7.2.	Determinação da incerteza expandida	55

3.	MATERIAIS E MÉTODOS	57
3.1.	ÁREA DE ESTUDO	57
3.1.1.	Estação de Tratamento de Esgoto	57
3.2.	MATERIAIS	58
3.2.1.	Instrumentação	58
3.2.2.	Medidor de Vazão de Esgoto	59
3.2.3.	Medidor Online de Concentração de DQO	60
3.2.4.	Medidores de Vazão de Biogás	61
3.2.5.	Analizador de Qualidade de Biogás	63
3.2.6.	Amostrador Portátil de Esgoto	64
3.3.	MÉTODOS	64
3.3.1.	Princípios da Medição das Variáveis de Esgoto e o Biogás	64
3.3.2.	Análise dos dados estimados	65
3.3.3.	Procedimento para cumprir com o Objetivo Específico Nº 1	67
3.3.4.	Procedimento para cumprir com o Objetivo específico Nº 2	72
3.3.5.	Procedimento para cumprir com o Objetivo Específico Nº 3	75
3.3.6.	Procedimento para cumprir com o Objetivo Específico Nº 4	79
4.	RESULTADOS	82
4.1.	AVALIAÇÃO DO USO DE SENSOR NA MEDIÇÃO DA DQO E DOS SST, DO ESGOTO DOMÉSTICO DE ENTRADA E SAÍDA.	82
4.1.1.	Aspectos Operacionais	82
4.1.2.	Cenário 0 para a DQO	84
4.1.3.	Cenário 1 para a DQO	86
4.1.4.	Cenário 2 para a DQO	87
4.1.5.	Cenário 3 para os SST	92
4.1.6.	Discussão geral dos cenários	94
4.2.	AVALIAÇÃO DO USO DE SENSORES NA MEDIÇÃO DO BIOGÁS, GERADO DE ESGOTO DOMÉSTICO EM REATORES DE FLUXO ASCENDENTE EM MANTA DE LODO	99
4.2.1.	Cenário 1 para vazão de Biogás	99
4.2.2.	Cenário 2 para a vazão de Biogás	101

4.2.3.	Caracterização quali-quantitativa do biogás, e suas relações com o comportamento temporal da carga orgânica. -----	106
4.2.4.	Carga Orgânica do Esgoto -----	106
4.2.5.	Caracterização e Produção do Biogás -----	107
4.2.4.	Produção específica de biogás-----	111
4.2.5.	Outros comentários da Carga Orgânica -----	111
4.3.	AVALIAÇÃO DOS OS MÉTODOS DE CARACTERIZAÇÃOMETROLÓGICA, INCLUINDO A ANÁLISE DE INCERTEZAS DA MEDIÇÃO DO ESGOTO E BIOGÁS - -----	115
4.3.1.	Comparação do medidor de vazão de canal aberto, tipo Calha Parshall por meio de medição manual e por medidor ultrassônico-----	115
4.3.2.	Avaliação da Incerteza do Medidor de vazão ultrassônico de esgoto -----	117
4.3.3.	Avaliação da Incerteza do Medidor da Demanda Química de Oxigênio para o Afluente do Reator UASB-----	119
4.3.4.	Avaliação da Incerteza do Medidor da Demanda Química de Oxigênio para o Efluente do Reator UASB-----	123
4.3.5.	Avaliação da Incerteza do Medidor de Sólidos Suspensos Totais-----	125
4.3.6.	Avaliação da Incerteza do Medidor de vazão de biogás tipo vórtice -----	126
4.3.7.	Avaliação da Incerteza do Medidor de vazão de biogás dispersão térmica	130
4.3.8.	Avaliação da Incerteza do Medidor de qualidade de Biogás -----	132
4.4.	AVALIAÇÃO ECONÔMICA DO USO DO SISTEMA DE MEDIÇÃO ONLINE DE DQO E SST -----	137
4.4.1.	Cálculo do Valor Presente Líquido do Sistema de Medição Online de DQO e SST-----	137
4.4.2.	Discussão Geral da Análise Econômica -----	141
5.	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES -----	142
	REFERÊNCIAS -----	145
	ANEXO A-----	155
	ANEXO B-----	156
	ANEXO C-----	157
	ANEXO D-----	158
	ANEXO E-----	159
	ANEXO F-----	161

ANEXO G	162
ANEXO H	163
APÊNDICE A	164
APÊNDICE B	168
APÊNDICE C	175

1. INTRODUÇÃO

O tratamento de esgotos é uma atividade intensiva que envolve capital público e privado, deve gerar retorno, pelo que a qualidade das políticas e projetos é um aspecto a refletir. Isso tem possibilitado a discussão crescente sobre as estratégias para a promoção de um novo saneamento ambiental, com eficácia operacional, ambientalmente correto, saneamento seguro e ligado a marco legal existente mas sobre tudo financeiramente viável.

Um termo muito utilizado nos últimos anos é a biomassa, em função das preocupações relacionadas às fontes de energia. A biomassa é capaz de gerar gases que são transformados em energia. Os principais tipos de tratamento de efluentes domésticos utilizados no Brasil são os tanques sépticos, filtros anaeróbios, os reatores anaeróbios de manto de lodo tipo UASB (*upflow anaerobic sludge blanket*), lagoas anaeróbias, facultativas, aeradas, os sistemas de lodos ativados e suas variantes (VON SPERLING, 2014). As estações de tratamento de esgoto anaeróbias caracterizam-se basicamente pela ausência de fase aerada no processo de tratamento. O princípio de tratamento é totalmente biológico e anaeróbio, ou seja, a degradação do esgoto ocorre através de bactérias anaeróbias. Os UASB são a terceira tecnologia mais utilizada em países da América Latina e Caribe, atendendo a 17% das plantas avaliadas, em primeiro lugar encontram-se as lagoas de estabilização (43%) (NOYOLA *et al.*, 2012).

Pensando em como colaborar com o governo no estudo de soluções mais condizentes com a nossa realidade, a FINEP houve por bem criar, implantar e coordenar no ano 1997 o Programa de Pesquisas em Saneamento Básico (PROSAB), como foi denominado, programa que visou buscar soluções para os problemas das populações mais carentes, procurando, assim, melhorar suas condições de saúde e de bem estar. O Ministério das Cidades criou o Projeto Brasil-Alemanha de Fomento ao Aproveitamento Energético de Biogás no Brasil (PROBIOGÁS) que trabalha intensamente desde 2012, tendo como escopo, a atuação de órgãos governamentais em prol da melhoria das condições regulatórias relacionadas a produção de energia a partir do biogás, cooperação científica, gerando uma parceria entre Brasil e Alemanha. Neste contexto, todos os projetos que ajudam a um melhor saneamento básico no Brasil, são instrumentos de grande importância para a implementação do Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANSAB).

A digestão anaeróbia é predominantemente feita pelos reatores de fluxo ascendente e manta de lodo UASB nas estações de tratamento de esgotos no Brasil, segundo Chernicharo *et al.* (2018), cerca de 40% das ETEs localizadas nas regiões Sul, Sudeste e Centro Oeste. A tecnologia apresenta-se como uma alternativa para a geração de Biogás, também pelas diversas características favoráveis dos sistemas anaeróbios, onde destacam-se o baixo consumo de energia, reduzida demanda de área, maior simplicidade operacional além de baixa produção de sólidos e reduzido custo de implantação.

O uso de biogás está amplamente fundamentado na literatura e pressupõe a transformação de sua energia química, nos reatores de manta de lodo, a produção de biogás depende de diferentes variáveis, que na sequência da pesquisa serão desenvolvidas, a grande maioria das ETE com tecnologia anaeróbia no Brasil, simplesmente queimam o metano antes de lança-lo para atmosfera,

lembrando que o biogás tem um alto teor de metano, gás de efeito estufa, desperdiçando o seu potencial como fonte energia para por exemplo redução de custos do processo.

O PROBIOGÁS motivou instituições como o Sistema FIEP a trabalhar em equipe identificando lacunas, uma delas é melhorar o interesse científico pelo biogás, trocando paradigmas lembrando que se encontra em fase de consolidação, a falta de normas e guias técnicos além das soluções a os problemas levantados nas ETEs, que não foram projetadas para recuperação do biogás com fins comerciais, incluindo as particularidades de sua produção. Como o mercado é muito novo e uma parte significativa dos equipamentos são importados, o setor ainda carece de estudos adaptados à realidade nacional. O Brasil tem ETEs concebidas para atender entre 100.000 e 600.000 habitantes que poderiam ter condições de usar o biogás para geração de calor e eletricidade, mas na prática ainda são uma utopia.

Os valores de eficiência dos sistemas e o consumo energético no setor apresentam uma série de oportunidades de melhoria. A energia representa hoje o segundo maior custo operacional para as prestadoras de serviço de água e esgoto, atrás apenas da mão de obra (MME, 2011). Numa ETE, a gestão do lodo residual pode representar até 60% dos custos operacionais (ANDREOLI *et al.*, 2001). O biogás apresenta um grande potencial de geração de energia, porém o seu aproveitamento no Brasil encontra-se ainda nos primeiros estágios (SILVA *et al.*, 2014; CABRAL *et al.*, 2017)

O potencial energético do biogás está relacionado com a quantidade de metano em sua composição, a qual depende das condições físico-químicas do interior do digestor (pH, alcalinidade, temperatura) e da presença de outros ânions, como o sulfato e o nitrato (NOYOLA *et al.*, 2012). É por isso que as medições das variáveis assim como a medição de vazão e qualidade do biogás gerado são de vital importância, para os projetos futuros.

Nesse sentido que se insere a presente pesquisa, que tem como objetivo principal aprofundar o entendimento sobre avaliação do desempenho de reatores anaeróbios de fluxo ascendente em manta de lodo, em escala plena, para estabelecer a relação entre a geração de biogás e as variáveis envolvidas no tratamento do esgoto doméstico, tendo em vista que no Brasil são ainda incipientes estudos que tratem da caracterização quantitativa e qualitativa do biogás para reatores UASB em escala real, principalmente alimentados com esgoto doméstico.

1.1. JUSTIFICATIVA

O tratamento de esgoto no Brasil, tem como destaque a liderança da tecnologia anaeróbia, e a utilização de reatores de manta de lodo para o tratamento de esgoto doméstico. Isso devido a experiências bem sucedidas, onde o programa de pesquisa em saneamento básico (PROSAB) reconhece grandes vantagens do sistema, pois essa característica possibilita redução de custos de funcionamento, operação e manutenção da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE), bem como possibilita menor investimento.

Por muitos anos, o biogás foi considerado um produto residual, na realidade um rejeito dos sistemas de digestão anaeróbia de lodos em ETE é simplesmente queimado para evitar riscos à saúde. A preocupação principalmente era com os problemas causados a pessoas, mas o impacto ambiental

causado pelo CH₄, possuindo um potencial de aquecimento global, 28 vezes maior quando comparado ao CO₂ não era considerado (IPCC, 2014).

As medições e sua confiabilidade são extremamente importantes porque valores adaptados à atualidade brasileira visam aumentar o potencial energético e satisfazer parcialmente a dependência energética da ETE, já que numa estação de tratamento de esgoto os gastos referentes à energia elétrica são altos, dependendo do processos. A alternativa encontrada na utilização do biogás colabora para redução do consumo de eletricidade proveniente da rede, sendo assim, em termos de eficiência energética haverá um aumento significativo, embora não seja possível torná-la auto suficiente em energia, já que é grande a demanda de eletricidade requerida pelos equipamentos do processo de tratamento de esgoto.

No Brasil, poucas ETE que empregam a tecnologia anaeróbia realizam o aproveitamento do biogás. Na maioria das ETE o biogás é queimado em *flares*, com baixa eficiência (ROSA *et al.*, 2016; AMARAL *et al.*, 2018), desperdiçando o seu potencial energético.

Para Noyola *et al.* (2006) o biogás oriundo de reatores UASB é prioritariamente composto por metano, nitrogênio e gás carbônico e em menores proporções ainda podem ser encontrados sulfeto de hidrogênio, hidrogênio, oxigênio, monóxido de carbono, amônia e compostos orgânicos voláteis.

Possetti *et al.* (2013b) realizaram estudos de comparação entre as estimativas de produção de biogás, Silva *et al.* (2014) relataram que a quantidade de energia estimada pelos métodos existentes é, em média, maior que aquela realmente disponível para uso. Gervasoni e Cantão (2011) contrastam 3 metodologias de cálculo de produção de metano em duas ETE do Paraná e acham uma ampla divergência entre os métodos testados. Para Possetti *et al.* (2013b) isso acontece porque alguns métodos não consideram as perdas de metano. Lobato *et al.* (2016) propuseram um modelo que contempla as quantidades de metano dissolvido no meio líquido, assim como as perdas, igualmente como algumas importantes rotas de conversão da demanda química de oxigênio durante o tratamento anaeróbio do esgoto.

No PROBIOGÁS foi desenvolvido um trabalho que descreveu uma base de dados experimentais, sobre a produção e as características de biogás oriundo de reatores UASB, em 10 ETEs espalhadas pelos pais. A medição confiável e precisa requer uma correta engenharia, pois envolve a seleção do instrumento de medição, a instalação, a operação, a manutenção e a interpretação dos resultados obtidos (VANROLLGHEM e LEE, 2003; FOLEY *et al.*, 2009; GUISSAOLA *et al.*, 2009; DEALMAN *et al.*, 2013; LEPOT *et al.*, 2016).

Para Van der Broke *et al.* (2006) e para Torres e Bertrand-Krajewski (2008) a aquisição *online* de espectros têm sido majoritariamente implementada em ETE do Europa, no Brasil isso ainda não é uma realidade. Além do equipamento ser importado e instalado nas ETE tem-se de lidar com desafios adicionais, devido à variabilidade da matriz do afluente e o efluente do UASB. Para poder ter uma boa mensuração de biogás, é preciso destacar algumas dificuldades do setor, por exemplo, a falta de normas e guias técnicos, adaptados à realidade dos UASB já instalados no território brasileiro.

Uma das soluções técnicas é a minimização das incertezas nas medições das variáveis envolvidas no tratamento anaeróbio, porque as incertezas ajudam a quantificar as limitações e os riscos, para investimentos futuros. A incerteza de medição é um parâmetro associado ao resultado de uma medição,

que caracteriza a dispersão dos valores que podem ser fundamentalmente atribuídos a um mensurado. Como representa a qualidade do resultado, a sua determinação é de fundamental importância para expressar o quanto se pode confiar no valor de medição encontrado. As incertezas de medição geralmente são estabelecidas via regulamentação oficial (INMETRO, 2003).

As estratégias de controle devem estar suportadas na estimativa da incerteza de medição de um determinado mensurando, e seu modelo matemático, identificação das possíveis fontes de incerteza, quantificação das fontes de incerteza, redução das incertezas para uma forma padrão, combinação das incertezas padronizadas e os respectivos coeficientes de sensibilidade, declaração da incerteza expandida, do fator de abrangência e do nível de confiança, sem esquecer-se dos numerosos problemas em instalações de escala plena (RIEGER *et al.*, 2006).

Para Silva *et al.* (2014), Rosa *et al.* (2016) e Cabral *et al.* (2017) as medições feitas para estimar a quantidade de energia de ETE não correspondem ao realmente disponível. Lobato (2011) contemplou as quantidades de metano dissolvidas no meio líquido, assim como as perdas, fazendo que os resultados obtidos a partir de sua aplicação apresentem menor desvio em relação aos valores mensurados. É por isso que a presente pesquisa sugere que é preciso uma análise de incertezas para a medição das variáveis de entrada e saída dos reatores anaeróbios em escala plena sejam mensuradas e validadas, para os diferentes métodos de medição com a intenção de quantificar as limitações e os riscos inerentes.

1.2. RELEVÂNCIA

A monitorização da qualidade do esgoto tratado pelos reatores USAB, ainda, fica em uma abordagem tradicional, baseada em campanhas pontuais e de curta duração, para coleta de amostras e posterior análise em laboratório, a monitorização de alguns parâmetros garante tomadas de decisão em tempo real.

Uma boa monitorização depende de resultados verdadeiros (VANROLLGHEM e LEE, 2003). Lepot *et al.* (2016) sustentam que a aquisição online de espectros tem sido maioritariamente implementada em ETA e ETE. Cabral *et al.* (2017) apresentaram medições de vazão de CH₄, relacionando com vazão de esgoto, cargas orgânicas, temperatura em 4 ETEs com reatores UASB, em escala plena. Dentro das dificuldades relatadas no trabalho estão a necessidade de calibração dos equipamentos além da manutenção periódica.

É compressível pensar que os instrumentos de medição têm de lidar com desafios adicionais, devido à variabilidade da matriz de qualidade da água e a questões de operação, segurança associadas às instalações *in situ*. Maribas *et al.* (2008) utilizaram equipamentos com iguais princípios de medição, relatado por Cabral *et al.* (2015).

Brito *et al.* (2014) comentam que erros da medida dependeram, contudo, fortemente da presença de outras substâncias (efeitos de matriz), pelo que a sua determinação é efetuada caso a caso, num processo de calibração prévio. Isso explicaria a diferença entre os valores relatados por Cabral *et al.* (2017) das ETE estudadas, reforçando o dito por Pouet *et al.* (2004). Lepot *et al.* (2016) sustentam que a forma do espectro UV-Vis de uma água residual, que depende fortemente do tipo de

efluente em análise. No caso das medições de biogás medido em estações de tratamento, Wang *et al.* (2010), Ward *et al.* (2010), Daelman *et al.* (2012) relatam trabalhos monitorando emissões de biogás tratando esgoto doméstico com diferentes tecnologias.

Neste sentido, é importante distinguir que monitorização de esgoto e medição do biogás é um tema abordado na literatura mundial (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994; NOYOLA *et al.*, 2006; CABRAL *et al.*, 2017), mas tem poucos trabalhos científicos na monitorização das variáveis envolvidas na geração do biogás no tratamento de esgoto utilizando, reatores anaeróbios de fluxo ascendente em manta de lodo, em escala plena.

Existem trabalhos na escala laboratorial de medições pontuais, com variação de substratos, como o desenvolvido por Zhanga *et al.* (2018), que apresenta dinâmica da comunidade microbiana num piloto, e apresenta valores dos principais parâmetros de desempenho na geração de biogás, mas pouco na escala plena.

Para Rieger *et al.* (2006) as medições por si sozinhas não bastam, por exemplo a precisão da medição dos sólidos suspensos totais usando espectrometria ainda se encontra em avaliação. Os Mesmo autores salientam, que para parâmetros como DQO, nitrato e nitrito os resultados são muito melhores, em medições feitas em tratamento de lodo ativados. Porém, a qualidade dos dados precisa ser blindada, sendo o primeiro passo, evitar erros de medição sistemáticos e o segundo passo é calcular as incertezas do instrumento (HELM, 2010; POSSETTI, 2013; MARINHO, 2015)

O anteriormente descrito reforça a necessidade de um conhecimento das variáveis que poderiam influenciar qualquer tipo de incertezas na medição de alguns parâmetros em reatores UASB em escala plena, pesquisas como a de Cabral *et al.* (2015) são fundamentais para demonstrar a necessidade de uma investigação que valide a utilização de equipamentos eletrônicos na medição de parâmetros do biogás medido nos UASB que tratam esgoto doméstico.

Para ajudar no controle de processos numa ETE que utiliza reatores UASB, sistemas de medição em tempo real são cada vez mais necessários. É importante destacar que os métodos de controle, por si sós, não evitam a obtenção de resultados operativos inesperados; no entanto, permitem antecipar possíveis problemas e a tomada de decisão baseada em valores presentes, e não históricos.

Acredita-se que o projeto reveste-se de grande importância para o Brasil, face ao atual momento vivido pela área de tratamento de esgoto doméstico, devido aos grandes investimentos nessa área. O aproveitamento energético do biogás gerado em reatores anaeróbios, colabora para aumentar a eficiência energética global da estação de tratamento.

1.3. HIPÓTESES

- Os instrumentos de medição baseados na técnica espectroscopia de UV/Vis para mensurar DQO e SST, na operação dos reatores UASB para tratamento de esgoto doméstico, oferecem confiabilidade analítica.
- Os instrumentos de medição das variáveis de vazão e qualidade do biogás, na operação dos reatores UASB para tratamento de esgoto doméstico, oferecem confiabilidade analítica.

1.4. OBJETIVO GERAL

Avaliar sistemas de medição para controle de processos em tempo real numa Estação de Tratamento de Esgoto sanitário que utiliza reatores UASB.

1.5. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- 1) Avaliar o uso da sonda UV/Vis na medição da DQO e dos SST, do esgoto sanitário de entrada e saída, em uma estação de tratamento que emprega reatores anaeróbios de fluxo ascendente em manta de lodo.
- 2) Avaliar o uso de sensores na medição do biogás gerado de esgoto sanitário, em uma estação de tratamento que emprega reatores anaeróbios de fluxo ascendente em manta de lodo.
- 3) Avaliar as características metrológicas de todos os sensores, incluindo a análise de incertezas da medição do esgoto e do biogás.
- 4) Avaliar economicamente o uso da sonda de DQO e SST.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. CARACTERIZAÇÃO DOS ESGOTOS SANITÁRIOS

a) Composição e Caracterização dos Esgotos Sanitários

O esgoto sanitário é o líquido conduzido pelas canalizações de esgotamento das comunidades até as estações de tratamento. De acordo com a origem, o esgoto sanitário é aquele oriundo de atividades domésticas (efluentes de aparelhos sanitários, cozinhas, lavagem de roupas, entre outros). Possui características variáveis que dependem de uma série de fatores, tais como: infiltração de águas pluviais na rede coletora, lançamento indevido de esgotos industriais, hora de produção, extensão da rede coletora e do estado de conservação da mesma (AISSE, 2000).

As características do esgoto dependem do uso ao qual a água foi destinada. O esgoto sanitário é constituído por mais de 99,9% de água, os restantes são contaminantes como sólidos suspensos, compostos orgânicos como proteínas, carboidratos e lipídeos, nutrientes como nitrogênio e fósforo, espécies inorgânicas, sólidos dissolvidos inorgânicos, sólidos grosseiros, compostos não biodegradáveis e micro-organismos (ANDRADE NETO; CAMPOS, 1999; CHERNICHARO *et al.*, 1999; OLIVEIRA & VON SPERLING, 2009).

Desse modo, é devido a essa fração de 0,1% que há necessidade da realização de tratamento dos esgotos sanitários (VON SPERLING, 2014). Caso não encaminhado para ETEs, o esgoto bruto torna-se séptico, ocasionando a decomposição da matéria orgânica e, conseqüentemente, na produção de gases com maus odores. Por conter uma variedade de microrganismos patogênicos, o tratamento do esgoto sanitário deve ser visto como uma prática de saúde pública. Além disso, possui também concentrações significativas de nutrientes, podendo provocar o crescimento de algas se lançado sem tratamento em corpos d'água (METCALF & EDDY, 2016).

De acordo com a ABNT (NBR 7229/93), esgoto sanitário vem a ser água residuária composta de esgoto doméstico e a água de infiltração. A vazão ou descarga de esgoto expressa a relação entre a quantidade do esgoto transportado em um período de tempo, bem como é portadora de certas características físicas, químicas e biológicas. As características dos esgotos sanitários geralmente são divididas, para um melhor entendimento, em físicas, químicas e biológicas. Dessa forma, apresentam como características físicas: temperatura (ligeiramente superior à da água de abastecimento), cor (cinza quando esgoto fresco e preto quando esgoto séptico), odor desagradável e turbidez (causada pelos sólidos em suspensão). Já as características químicas podem ser evidenciadas por: teores de sólidos totais (em suspensão, dissolvidos e sedimentáveis), matéria orgânica (proteínas, carboidratos e lipídios), nutrientes (nitrogênio e fósforo), pH, alcalinidade e cloretos. Por fim, como características biológicas os esgotos sanitários podem apresentar diversos tipos de microrganismos, como, por exemplo, bactérias, fungos, protozoários, vírus e helmintos (ANDRADE NETO; CAMPOS, 1999; VON SPERLING, 2014; CHERNICHARO *et al.* 2015).

Para a contribuição *per capita* de DQO, Metcalf e Eddy (2016) apresentam a faixa de 80 a 120 g.hab⁻¹.d⁻¹ (valor típico de 100 g.hab⁻¹.d⁻¹). Oliveira e von Sperling (2009) indicam que a concentração de DQO em esgoto doméstico situa-se nas faixas de 250 a 800 mg.L⁻¹ (valor típico de 430 mg.L⁻¹) e 450 a 800 mg.L⁻¹ (valor típico de 600 mg.L⁻¹).

Na Tabela 1 estão apresentados os principais parâmetros físicos e químicos identificados na literatura. Destacam-se as faixas de concentração dos principais parâmetros analisados nos esgotos sanitários.

TABELA 1 - CONCENTRAÇÕES TÍPICAS DOS PRINCIPAIS PARÂMETROS DOS ESGOTOS

Parâmetros	Contribuição per capita (g.hab ⁻¹ .d ⁻¹)		Concentração mg.L ⁻¹	
	Faixa	Típico	Faixa	Típico
Sólidos Totais	120 a 220	180	700 a 1.350	1000
Sólidos em Suspensão	35 a 70	60	200 a 600	300
Fixos	7 a 14	10	40 a 100	80
Voláteis	25 a 60	50	165 a 350	220
Sólidos Dissolvidos	85 a 150	120	500 a 900	700
Fixos	50 a 90	70	300 a 550	400
Voláteis	35 a 60	50	200 a 350	300
Sólidos Sedimentáveis ⁽¹⁾	-	-	10 a 20	15
DBO	40 a 60	50	250 a 400	300
DQO	80 a 120	100	450 a 800	600
Nitrogênio Total	6,0 a 10,0	8,0	35 a 60	45
Nitrogênio Orgânico	2,5 a 4,0	3,5	15 a 25	20
Amônia	3,5 a 6,0	4,5	20 a 35	25
Fósforo Total	0,7 a 2,5	1,0	4 a 15	7
Fósforo Orgânico	0,2 a 1,0	0,3	1 a 6	2
Fósforo Inorgânico	0,25 a 1,5	0,7	3 a 9	5
Óleos e Graxas	-	-	51 a 153	76
Sulfato	-	-	24 a 72	36
pH ⁽²⁾	-	-	6,7 a 8,0	7,0
Alcalinidade	20 a 40	30	100 a 250	200

OBS: . ⁽¹⁾ Unidades (mL.L⁻¹); ⁽²⁾ sem unidades

FONTE: Adaptado de AISSE (2002); JORDÃO; PESSOA (2011); OLIVEIRA E VON SPERLING (2011), NOYOLA *et al.* (2012).

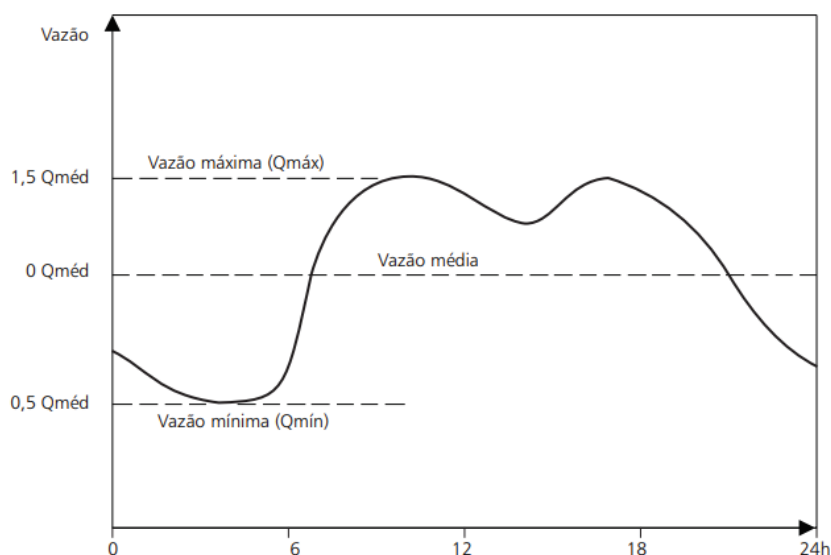
b) Carga Orgânica e sua Variação

A ABNT NBR 12209/2011 preconiza o dimensionamento pela vazão afluente média. A primeira medida para iniciar o levantamento de dados para elaboração ou ampliação de uma ETE. Relaciona-se com a determinação da qualidade e da quantidade dos esgotos que serão encaminhados a estação. Sob a determinação da quantidade de esgoto, a concepção de redes e estações de tratamento de esgoto, é necessário ter conhecimento do volume de líquidos que serão recebidos ao longo do tempo. (ALÉM SOBRINHO, TSUTIYA, 1999; CAMPOS, 1999; SAMWAYS e AISSE, 2004).

Como exemplo, para a ampliação de ETE com reatores anaeróbios, deverá cumprir com uma série histórica de dados de medição de vazão, devem-se efetuar medições de vazão (vazões de origem doméstica, comercial, industrial, pública e de infiltração) e coletar amostras representativas para que se tenha uma caracterização quantitativa real. O conhecimento da vazão permite dimensionar e detalhar, para todas as ETEs, independente do porte, tubulação de extravasamento denominada como “Dispositivo de Controle de Picos de Vazão afluente. (SANEPAR, 2017)

De maneira geral, as vazões de esgoto variam durante o dia, de acordo com os usos e costumes da comunidade, porém uma ideia geral dessa variação pode ser observada num hidrograma de variação diária típica de vazão de esgoto doméstico (CAMPOS, 1999). A vazão média também varia nos diferentes dias da semana e nas diferentes estações do ano. Os valores de vazão mínima (Q_{\min}) e vazão máxima (Q_{\max}) em relação à vazão média (Q_{med}) podem variar caso a caso (FIGURA 1).

FIGURA 1 - VARIAÇÃO DIÁRIA TÍPICA DE VAZÃO DE ESGOTOS SANITÁRIOS.



FONTE: ANDRADE NETO e CAMPOS (1999)

Souza e Chernicharo (1999) avaliaram o comportamento do sistema seguindo uma curva de vazão horária e sob diferentes aplicações de carga hidráulica volumétrica, eles apresentaram o hidrograma típico de vazão utilizado, podendo-se observar um pico de vazão máxima 60% superior à vazão média e uma vazão mínima 40% inferior à vazão média.

De acordo com Metcalf & Eddy (2016), os esgotos sanitários podem sofrer as seguintes variações: variação de vazão sazonal e variações de vazão em curto prazo (horárias, diárias e semanais). Para uma mesma população, a vazão de esgoto doméstico varia com as horas do dia (variações horárias), com os dias (variações diárias) e meses. Portanto, são considerados os seguintes coeficientes para se obter vazões máximas ($Q_{\max} = K_1.K_2.Q_{\text{med}}$) e mínimas ($Q_{\min} = K_3.Q_{\text{med}}$) de contribuição:

- a) Coeficiente do dia de maior consumo (K_1): é a relação entre o valor do consumo máximo diário de água ocorrido em um ano e o consumo médio diário de água relativo a este ano.
- b) Coeficiente da hora de maior consumo (K_2): coeficiente de máxima vazão horária.
- c) Coeficiente de mínima vazão horária (K_3).

Segundo Azevedo Netto (1973), os valores mais usuais de K_1 e K_2 em projetos de sistemas públicos de abastecimento d'água são K_1 variando de 1,1 a 1,4 e K_2 de 1,5 a 2,3. A NBR 9.649/1986, na falta de valores obtidos através de medições, recomenda o uso de $K_1 = 1,2$, $K_2 = 1,5$ e $K_3 = 0,5$ (ABNT, 1986) para projeto de sistemas de esgotamento sanitário. Medições Medição de Vazão, Prever e especificar, para todas as ETES independentemente de porte, medidor de vazão para o esgoto bruto e tratado, sendo que para o esgoto afluente deverá ser através de Calha Parshall e sensor ultrassônico com armazenamento (SANEPAR, 2017).

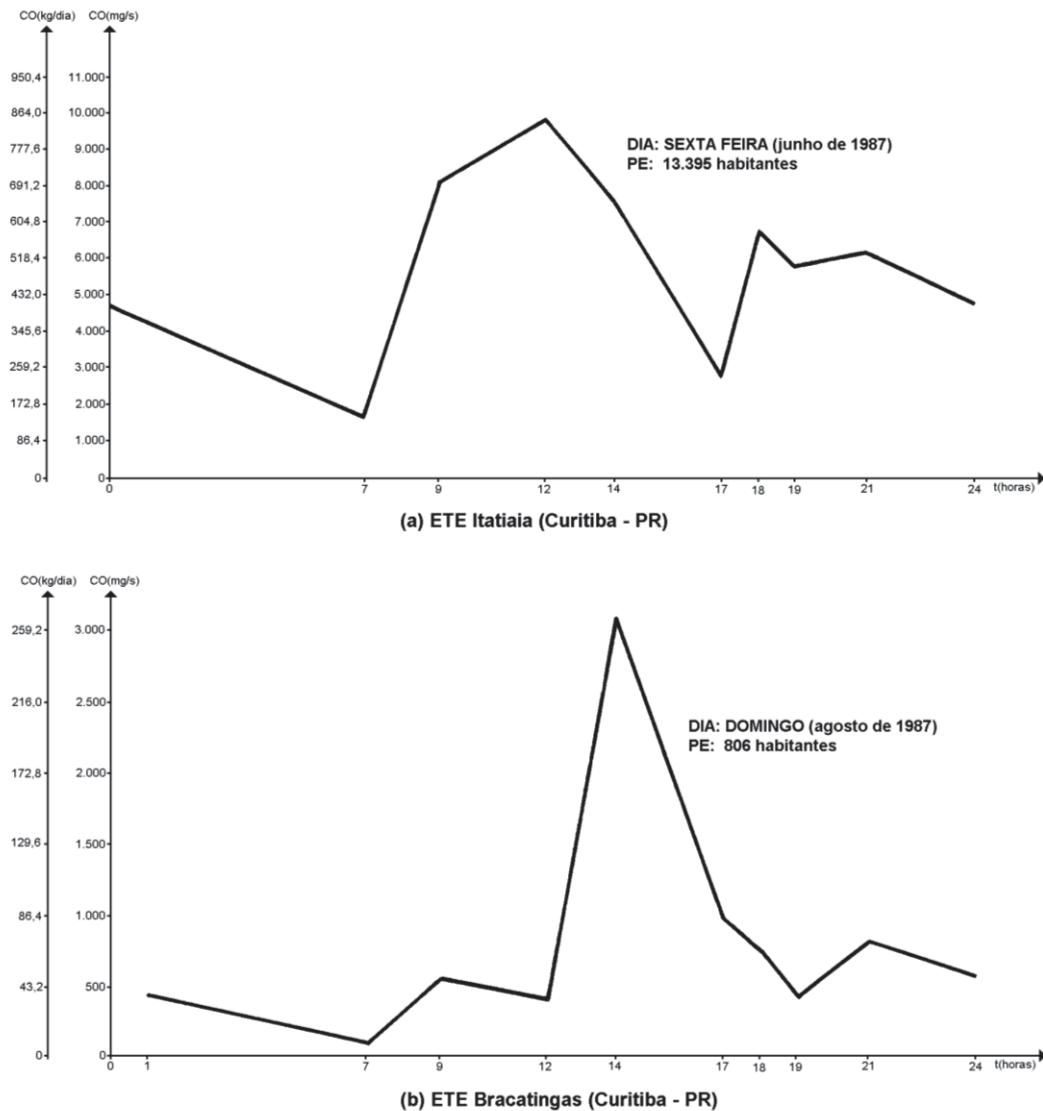
Tem sido registrado em alguns trabalhos (PEREIRA *et al.*, 2003) e comentados por alguns autores (ALEM SOBRINHO e TSUTIYA, 1999) o aumento da vazão afluente às ETES durante e após os períodos de chuvas. O excesso de vazão afluente faz com que as estações de tratamento não consigam receber a totalidade da vazão e são obrigadas a redirecionar suas águas diretamente ao corpo receptor (*by pass*), sem passar por qualquer etapa do processo de tratamento. Segundo von Sperling (2014), isto se deve a três motivos: (a) pelo volume propriamente dito das águas, que ultrapassam a capacidade operacional da estação; (b) pela diluição do esgoto sanitário nas águas das chuvas, fazendo com que estações com processos biológicos não possuam carga orgânica suficiente para o seu tratamento; (c) o excesso de vazão proporciona uma "lavagem" do material biológico existente na estação, prejudicando assim, a eficiência do tratamento.

Samways e Aisse (2004) reportam, para a estação ETE Padilha Sul, uma contribuição de águas pluviais de 0,02857 L/s.km, com a porcentagem do aporte das águas de chuva de 11,7% da vazão afluente.

A quantidade de DQO, expressada em kg, que é aplicada por dia por unidade de volume, e conhecida como carga orgânica volumétrica. Inúmeros trabalhos têm sido feitos expressando ou comparando COV médias com as eficiências em reatores UASB. Por sua vez, a carga orgânica é a relação entre a demanda química de Oxigênio (mg.L^{-1}) e a vazão do afluente (L.s^{-1}), ela é comumente expressada em (kg.d^{-1}).

Torne-se necessário o uso da carga orgânica quando, procura-se monitorar produtos que dependem do desempenho da operação em estações de tratamento de esgoto. Na figura 2, têm-se dois plutogramas para duas ETES de diferentes portes e com reatores UASB, onde são evidenciados picos máximos e mínimos para curvas construídas para 24 horas.

FIGURA 2 – VARIAÇÃO HORARIA DA CARGA ORGÂNICA AFLUENTE A UMA ETE DE PEQUENO PORTE



FONTE: BOLLMANN e AISSE (1989)

2.2. TRATAMENTO DO ESGOTO

Segundo Jordão e Pessoa (2011) os processos de tratamento dos esgotos são formados por uma série de operações unitárias, que são empregadas para a remoção de substâncias indesejáveis ou para a transformação destas substâncias em outras, de forma aceitável. De modo geral, os processos de tratamento podem ser classificados, em função de seu mecanismo predominante, em processos físicos, químicos e biológicos.

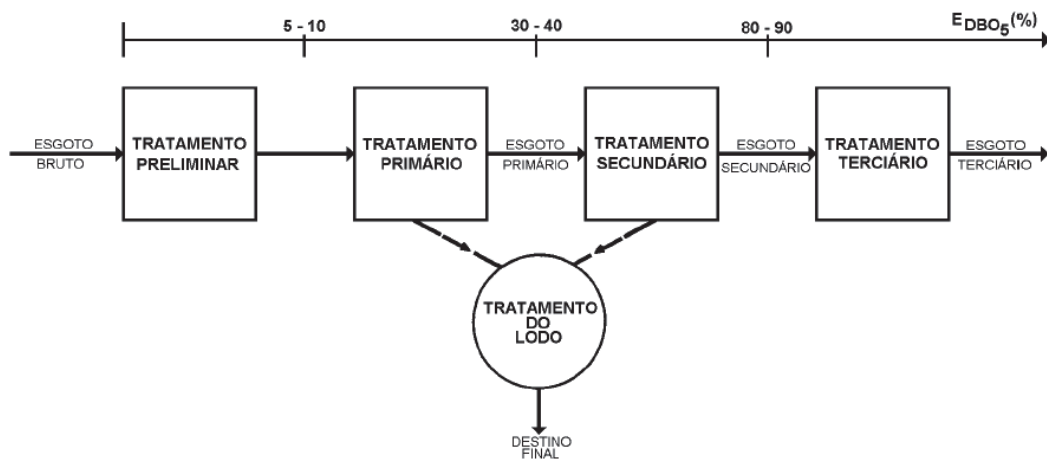
A seleção do processo de tratamento deve ser tomada levando em consideração a eficiência de remoção, espaço físico, custo operacional e custo de implantação. Atualmente já se tem uma ideia generalizada de que ambos os processos biológicos, anaeróbios e aeróbios, podem ser aplicados para

o tratamento de efluentes sanitários, cada qual apresentando uma série de aspectos positivos e negativos (ANDRADE NETO; CAMPOS, 1999).

O tratamento de efluentes tem por finalidade garantir qualidade suficiente para que os mesmos possam ser reintroduzidos a corpos d'água ou reutilizados, retirando, assim, substâncias prejudiciais à saúde humana e ao meio ambiente.

Para Andrade Neto; Campos (1999), os efluentes líquidos urbanos são divididos por características químicas e biológicas, e o sistema de tratamento de efluentes precisa ser capaz de remover os sólidos em suspensão, a matéria orgânica, os nutrientes e alguns tipos de organismos patogênicos. O tratamento pode abranger diferentes níveis, tratamento primário, secundário ou terciário (FIGURA 3).

FIGURA 3 – FLUXOGRAMA TÍPICO DE UMA ETE COMPLETA



FONTE: AISSE (2000)

O primário envolve a remoção de grandes sólidos e areia para proteger as demais unidades de tratamento, os dispositivos de transporte bombas e tubulações e os corpos receptores, remoção pode ser feita em unidades de sedimentação, decantadores ou flotação de materiais constituídos principalmente de partículas em suspensão

O tratamento secundário, por sua vez destina-se a degradação biológica de compostos carbonáceos, a remoção de sólidos e de matéria orgânica não sedimentáveis e, eventualmente, nutrientes como nitrogênio e fósforo, o terciário busca a remoção de poluentes tóxicos ou não biodegradáveis ou eliminação adicional de poluentes não degradados na fase secundária.

Os produtos formados devem ser mais estáveis, tendo os esgotos ou efluentes industriais tratados um aspecto mais claro, e significativa redução da presença de microrganismos e menor concentração de matéria orgânica. Os processos de tratamento biológico têm como princípio utilizar a matéria orgânica dissolvida ou em suspensão como substrato para microrganismos tais como bactérias, fungos e protozoários, que a transformam em gases, água e novos microrganismos.

Com base em tais características, pode-se afirmar que a coleta e o tratamento dos esgotos sanitários não são processos triviais. Segundo dados disponíveis do Sistema Nacional de Informações sobre o Saneamento (SNIS) em 2017, apenas 48,3% dos municípios brasileiros dispunham de rede coletora de esgotos, sendo que do total de esgoto coletado aproximadamente 70% foi efetivamente encaminhado para as ETEs. Adicionalmente, cerca de 40% de todo o volume de esgoto gerado no país recebeu algum tipo de tratamento antes de ter sido lançado em corpos d'água (SNIS, 2017).

Diante do quadro desafiador inerente à coleta e ao tratamento de esgoto no Brasil, aliado aos problemas econômicos nacionais, as empresas de saneamento buscam cada vez mais por tecnologias simplificadas de coleta e tratamento dos esgotos sanitários. Por isso, os sistemas anaeróbios, em especial aqueles baseados em reatores UASB, estão sendo muito utilizados no Brasil, pois os recursos financeiros necessários para sua construção e operação tipicamente são menos onerosos que aqueles exigidos por sistemas com natureza aeróbia (McCARTY, 1964; VAN HAANDEL e VAN DER LUBBE, 2007; NOYOLA *et al.*, 2012; CHERNICHARO *et al.*, 2015).

2.3. TRATAMENTO ANAERÓBIO

2.3.1. Fundamentos da Digestão Anaeróbia

A digestão anaeróbia é um processo biológico, no qual uma grande variedade de microrganismos toma parte no processo: bactérias, algas, protozoários, fungos e outros (McCARTY, 1964; CHERNICHARO *et al.*, 1999). A base de todo o processo biológico é o contato efetivo entre esses organismos e o material orgânico contido nos esgotos, de tal forma que esse possa ser utilizado como alimento pelos microrganismos. Esses microrganismos atuam como uma simbiose entre várias espécies de bactérias ativas no tratamento anaeróbio, para remoção de matéria orgânica (LETTINGA *et al.*, 1991). Os microrganismos convertem a matéria orgânica em gás carbônico, água e material celular (crescimento e reprodução dos microrganismos). Em condições anaeróbias, tem-se também a produção de metano. A decomposição biológica do material orgânico requer a manutenção de condições favoráveis, como temperatura, pH, tempo de contato e outros e, em condições aeróbias, oxigênio

Para Foresti *et al.* (2006), o processo de digestão anaeróbia é subdividido nas etapas, hidrólise, acidogênese, acetogênese, metanogênese e sulfetogênese, as duas primeiras etapas são feitas por bactérias, mas para o caso das outras duas etapas, existe uma concorrência entre a metanogênese e sulfetogênese, uma em detrimento da outra.

Dentre as tecnologias de tratamento existentes, os reatores anaeróbios são usados pela pouca produção de lodo e possibilidade de produção de energia, devido à geração do biogás, e por apresentar a possibilidade de absorver os picos de carga orgânica e reduzir os custos com energia para o pós-tratamento (NOYOLA *et al.*, 2012).

Atualmente, pode-se afirmar que os reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo ou UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), aplicados ao tratamento de esgoto doméstico,

encontram-se consolidados em Brasil, operando por mais de 20 anos, Mas apesar de suas grandes vantagens e ampla utilização, os reatores UASB ainda apresentam algumas limitações, apresentadas na seção 3.3.2, não completamente solucionadas até o presente.

2.3.2. Considerações sobre o reator UASB

O aperfeiçoamento dos reatores UASB deu-se na Holanda na década de 1970, após pesquisas realizadas pela Universidade de Wageningen lideradas pelo professor Gatzke Lettinga. A tecnologia UASB rapidamente se espalhou pelos países tropicais como Colômbia, Índia e Brasil. Nesse último, a aceitação da tecnologia UASB foi notória, colocando-o atualmente em posição de vanguarda em nível mundial. É comum em algumas regiões do Brasil a utilização do termo reator anaeróbio de lodo fluidizado (RALF) para designação dos reatores UASB (JORDÃO e PESSÔA, 2011).

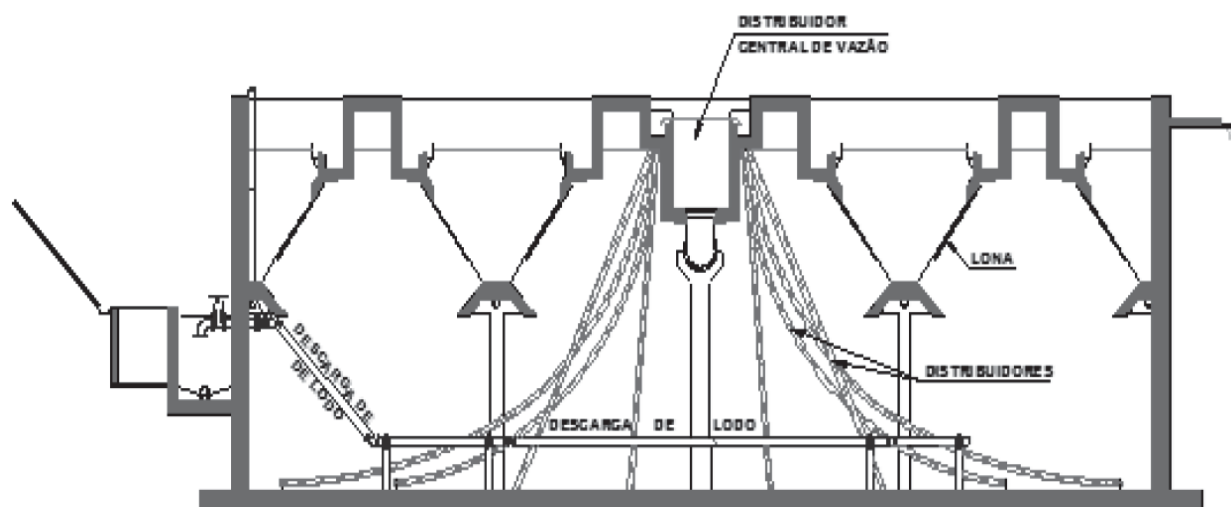
O uso da tecnologia UASB pode ser entendido como uma alternativa de tratamento com vistas ao desenvolvimento sustentável. Apontando no sentido da autossuficiência e economia de recursos, os reatores UASB geram como subprodutos em seu tratamento materiais que podem ser reaproveitados pela sociedade, como, por exemplo, o lodo excedente na agricultura e o biogás como energia. Um dos principais atrativos do uso da tecnologia UASB diz respeito a sua eficiência na remoção de matéria orgânica presente nos esgotos (cerca de 70%). Ainda, os reatores UASB não necessitam da utilização de uma fonte de energia ou adição de produtos químicos para seu funcionamento.

O reator do tipo UASB pode ser utilizado no tratamento de efluentes domésticos e industriais, com teor de carga orgânica elevada. No caso de utilização no tratamento de efluentes urbanos, a produção líquida de lodo varia de 70 a 220 litros.ha⁻¹.ano⁻¹ que após o processo de desidratação em leitos de secagem forma em torno de 10 a 35 litros.ha⁻¹.ano⁻¹ (FIGURA 4).

Como os principais critérios do projeto para reatores domésticos, são os conceitos de carga orgânica volumétrica (COV) e carga hidráulica volumétrica (quantidade de esgotos aplicados por dia ao reator). Tempo de detenção hidráulica é o inverso da carga volumétrica, tendo como suposto que a carga não deve ultrapassar de 5,0 m³/m³ e o tempo de detenção mínimo 4,8 horas (CHERNICHARO *et al.*, 1999). Na Figura 4, se apresenta um desenho dos reatores usados no estado de Paraná.

De acordo com os dados da Agência Nacional de Águas (ANA), em 2015, o Brasil possuía 2.187 ETEs, sendo destas 820 caracterizadas por empregar em seus sistemas de tratamento os reatores UASB. Adicionalmente, no estado do Paraná, a companhia de saneamento responsável pela coleta e tratamento dos esgotos sanitários, possui 234 ETEs espalhadas por todas as regiões do estado. Destas, cerca de 230 possuem a tecnologia UASB implantada em seus sistemas (SANEPAR, 2018).

FIGURA 4 - REATOR TIPO UASB, ADOTADO PELA COMPANHIA DE SANEAMENTO DO PARANÁ



FONTE: AISSE (2000)

O parâmetro de carga hidráulica volumétrica (CHV) pode ser entendido como a quantidade de esgotos sanitários aplicados diariamente no reator UASB, por unidade de volume do mesmo. Reatores com elevados valores de CHV podem apresentar perda excessiva de biomassa do sistema (arraste de lodo com o efluente), redução do tempo de residência celular (idade do lodo) e possibilidade de falha no sistema (JORDÃO; PESSÔA, 2011).

O tempo de detenção hidráulica (TDH) é o parâmetro utilizado como forma de expressar a velocidade do processo de tratamento no reator UASB (AISSE, 2000). Sendo assim, o TDH pode ser calculado como o inverso da CHV, ou ainda, como a relação entre o volume total do reator e da vazão de esgoto sanitário. A NBR 12209/2011 impõe que o TDH para a vazão média, considerando a temperatura média do esgoto no mês mais frio do ano, deve ser igual ou superior a:

- 6 horas para temperatura do esgoto superior a 25 °C
- 7 horas para temperatura do esgoto entre 22 e 25 °C
- 8 horas para temperatura do esgoto entre 18 e 21 °C
- 10 horas para temperatura do esgoto entre 15 e 17 °C

De acordo com Aisse (2000), a carga orgânica volumétrica (COV) pode ser expressa pela carga orgânica presente no esgoto sanitário ($\text{kgDBO} \cdot \text{d}^{-1}$ ou $\text{kgDQO} \cdot \text{d}^{-1}$), por unidade de volume do reator. O autor ainda relata que, por motivos de limitação hidráulica, não se deve exceder valores de COV de 1 a 2 $\text{kgDQO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$.

O comportamento hidrodinâmico de reatores biológicos empregados no tratamento de águas residuárias pode influenciar na velocidade das reações, por meio de alterações na taxa de transferência de massa e na distribuição das reações ao longo dos reatores. Como consequência da distribuição da

biomassa e do encadeamento das reações bioquímicas, há diferentes regiões do reator, com composições distintas, em função do tipo de escoamento imposto (CRUZ *et al.*, 2016).

Com o movimento ascensional das bolhas de gás, ocorre o carreamento de lodo, sendo necessária a instalação de um separador trifásico (gases, sólidos e líquidos) na parte superior do reator, de forma a permitir a retenção e o retorno do lodo. Para Campos *et al.* (1999) o principal objetivo desse separador é a manutenção do lodo anaeróbio dentro do reator, possibilitando que o sistema seja operado com elevados tempos de retenção de sólidos.

Para conseguir uma boa eficiência dos reatores de manta de lodo é essencial que o substrato afluente seja distribuído uniformemente na parte inferior dos reatores. Cruz *et al.* (2016) demonstraram, por meio de um modelo matemático, que a configuração do sistema de distribuição do afluente influencia significativamente o comportamento hidrodinâmico do reator UASB.

Para que seja obtido o maior proveito da biomassa presente nos reatores, é essencial que sejam evitados a aparição de caminhos presenciais, procura-se, que perfil do reator possuía uma distribuição do lodo biológico variando de muito denso e com boas condições de sedimentação próximas ao fundo (leito de lodo), até uma zona de crescimento bacteriano mais disperso (lodo menos concentrado) e com piores condições de sedimentação denominada manta de lodo. A estabilização da matéria orgânica ocorre em todo o compartimento de digestão (leito e manta de lodo), sendo a mistura do sistema promovida pelo fluxo ascensional do esgoto e das bolhas de gás (CAMPOS *et al.*, 1999; LOBATO, 2011; CHERNICHARO *et al.*, 2015).

No entorno e acima do separador trifásico configura-se o compartimento de decantação, onde o lodo mais pesado é removido da massa líquida e retornado ao compartimento de digestão, enquanto as partículas mais leves são perdidas junto ao efluente final. As bolhas de gás que se formam no compartimento de digestão sobem na fase líquida até encontrarem a interface líquido-gás, presente abaixo do separador trifásico. Nessa interface as bolhas se desprendem, formando uma fase gasosa. Tal atmosfera apresenta fluxo de saída por meio de tubulações, as quais devem conduzir o biogás a algum tipo de tratamento e/ou aproveitamento. As bolhas de gás que se formam verticalmente abaixo das aberturas do separador trifásico precisam ser desviadas para evitar que passem pelas mesmas aberturas, criando turbulências no compartimento de decantação. Para tanto se colocam obstáculos que funcionam como defletores de gás abaixo das aberturas (van HAANDEL e LETTINGA, 1994).

Já Wang *et al.* (2009) observaram a influência da fase gasosa (movimento, rompimento e alteração do tamanho das bolhas de biogás) na fase sólida, por meio da distribuição da velocidade e do movimento das partículas do lodo em um reator de leito expandido. Além disso, esses autores também notaram a mesma influência na fase líquida, com recirculação interna, em razão do aumento da velocidade do escoamento próxima à parede do reator.

A Taxa de liberação de biogás deve ser elevada o suficiente para vencer uma camada de espuma, mas baixa o bastante para prontamente liberar o gás retido no lodo. Correspondente a avaliação de produção de biogás, normalmente é feita a partir da estimativa de carga de DQO do afluente e convertida em gás metano (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994; CAMPOS *et al.*, 1999; LOBATO, 2011).

2.3.3. Desempenho e Monitoramento de reatores UASB

2.3.4.1. Desempenho

A correta operação de um reator UASB depende da sistematização e implementação de procedimentos operacionais apropriados, tanto durante a etapa de partida quanto ao longo da operação em regime permanente. O monitoramento da eficiência do reator geralmente é realizado por meio de análises como SST, DBO e DQO. Já no monitoramento visando a estabilidade do reator é normalmente empregada as análises de pH, alcalinidade e concentração de ácidos orgânicos. O monitoramento da estabilidade operacional do reator permite avaliar se existem sinais de que a fermentação ácida (etapa acidogênica) está prevalecendo sobre o processo de produção de CH_4 (etapa metanogênica), podendo ocasionar no azedamento do reator.

A seguir é apresentada a Tabela 2 adaptada de diferentes autores, onde foi feito um monitoramento de reatores UASB. Destaca-se as colunas das eficiências valores que serão tomados de referência para medição na estação. As eficiências de remoção de DQO e DBO nos reatores UASB são afetadas significativamente pelo TDH do sistema. Para tempos de detenção iguais a 8 horas, as eficiências encontradas variam de 50 a 75% para remoção de DQO, e de 60 a 80% para remoção de DBO.

TABELA 2 – RESUMO DE ALGUNS DOS TRABALHOS RELACIONADOS COM O DESEMPENHO DE REATORES UASB TRATANDO ESGOTOS SANITÁRIOS EM ESCALA PLENA

Localização	Concentração efluente (mg.L ⁻¹)			Eficiência de remoção (%)			População equivalente (hab.)	Referências
	DQO	DBO	SST	DQO	DBO	SST		
Colômbia	177	69	72	66	78	69	9.000	Pena <i>et al.</i> (2000)
Brasil	453	310	209	67	85,6	69,4	-	Aisse (2002)
Índia	403	130	380	47	50	7	-	Sato <i>et al.</i> (2006)
Brasil	190	70	60	60	65	61	1.000.000	Chernicharo <i>et al.</i> (2009)
Índia	405	153	167	44	40	36	-	Mungray; Patel (2011)
Brasil	251	98	85	65	74	71	24.000	Oliveira; von Sperling (2011)
Brasil	114	38	132	79	84	59	70.000	Rosa <i>et al.</i> (2012)
Brasil	283	-	132	58	-	49	3.047	Silva <i>et al.</i> (2013)
Brasil	267	-	82	57	-	58	200.000	Duarte <i>et al.</i> (2017)

2.3.4.2. Monitoramento

Destaca-se que o parâmetro SST também é frequentemente utilizado para avaliar o desempenho de um reator UASB. Isto se deve pelo SST englobarem tanto os materiais orgânicos quanto os inorgânicos presentes nos esgotos sanitários. Apesar das eficiências poderem ser consideradas altas, o efluente do reator UASB normalmente não alcança os padrões de lançamento estabelecidos pela legislação ambiental. Desse modo, torna-se fundamental a implantação de um pós-

tratamento como forma de complementação para remoção de matéria orgânica, nutrientes e organismos patogênicos (CAMPOS *et al.*, 1999; JORDÃO; PESSÔA, 2011).

O monitoramento da estabilidade do reator UASB passa também pelo controle do pH, a alcalinidade e a concentração de ácidos orgânicos. Estes valores devem ser avaliados no afluente a estação e no esgoto tratado. A Tabela 3 apresenta quais são os parâmetros recomendados para o controle de reatores anaeróbios com a respectiva frequência de avaliação.

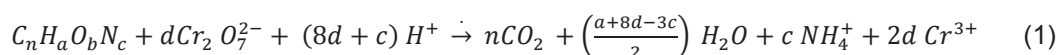
TABELA 3 - PARÂMETROS PARA O CONTROLE DE REATORES ANAERÓBIOS COM A RESPECTIVA FREQUÊNCIA DE AVALIAÇÃO

Parâmetro	Unidade	Frequência ⁽¹⁾	Parâmetros Efluente do UASB
Para controle de eficiência de tratamento			
Sólidos sedimentáveis	mL.L ⁻¹	Diária	1,4±4,1 ⁽²⁾
Sólidos suspensos totais	mg.L ⁻¹	Semanal	64±46 ⁽²⁾
DQO total	mg.L ⁻¹	Semanal	151±64 ⁽²⁾
DBO total	mg.L ⁻¹	Quinzenal	44±16 ⁽²⁾
Produção de biogás	m ³ .d ⁻¹	Diária	0,43 ± 0,23 ⁽³⁾
Para controle da estabilidade operacional			
Temperatura	°C	Diária	18±2,5 ⁽²⁾
pH	-	Diária	7,3 Max e 6,5 Min
Alcalinidade Total	mg.L ⁻¹	Diária	167±36 ⁽²⁾
Composição do biogás	% CH ₄ ;	Semanal	80,5±2,4 ⁽⁴⁾
	%CO ₂ ;	Mensal	8,3 ± 0,7 ⁽⁴⁾
	ppm H ₂ S, %O ₂		1000 a 2000ppm ⁽⁴⁾
Quantidade e qualidade do lodo			
Sólidos totais	mg.L ⁻¹	Semanal	20,29 ±3,73 ⁽⁵⁾
Sólidos voláteis totais	mg.L ⁻¹	Semanal	12,02 ±4,58 ⁽⁵⁾
Altura do manto de lodo (m)	m	Mensal	--- ⁽⁶⁾

OBS: ⁽¹⁾ CHERNICHARO *et al.* (1999); CHERNICHARO *et al.* (2015); ⁽²⁾ AISSE (2002); ⁽³⁾ DUARTE *et al.* (2017), DUARTE *et al.* (2018), ETE de médio porte, com vazão média de esgoto de 320 L/s, atendendo a uma população de aproximadamente 179.048 habitantes; ⁽⁴⁾ CABRAL *et al.* (2017); ⁽⁵⁾ ROSS *et al.*, (2015); ⁽⁶⁾ Depende do critério de projeto.

2.4. DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO

A demanda química de oxigênio (DQO) é a quantidade de oxigênio requerida para oxidar a fração orgânica de uma mostra de água, suscetível a oxidação por um oxidante químico forte em meio ácido, sendo expressa em mgO₂.L⁻¹. Seguindo a equação 1, quando o nitrogênio orgânico é reduzido (número de oxidação -3) (SAWYER *et al.*, 1994).



onde: $d = \frac{2n}{3} + \frac{a}{6} - \frac{b}{3} - \frac{c}{2}$.

A matéria orgânica presente na mostra de água é destruída pela mistura dos ácidos crômicos e sulfúrico em ebulição, sob refluxo por médio de 2 horas. A quantidade de matéria orgânica oxidável, medida sob a forma de oxigênio equivalente, é proporcional ao dicromato consumido. A DQO nestas

condições pode ser exercida por substâncias biodegradáveis ou não. É devido a facilidade de determinação e ao tempo do análise (2 h para a DQO e 5 dias para DBO), a DQO é um parâmetro global utilizado como indicador do conteúdo orgânico de águas residuárias e superficiais, muito utilizado no monitoramento de tratamento de esgoto. A razão DQO/DBO fornece indicações sobre biodegradabilidade do efluente (METCALF & EDDY, 2016).

A DQO de amostras de águas residuárias pode ser determinada pelos métodos titulométrico e colorimétrico. A principal vantagem do método titulométrico é a possibilidade de sua utilização em amostras de elevada turbidez e cor residuais após a digestão com dicromato (AQUINO *et al.*, 2006).

De acordo com *Standard Methods* (APHA, 2012) o princípio da análise de DQO consiste na oxidação química da matéria orgânica presente numa amostra em meio ácido, utilizando-se o ácido sulfúrico (H_2SO_4) um agente oxidante forte em excesso, o dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$), sendo a reação catalisada por sulfato de prata (Ag_2SO_4). O processo desta análise é utilizar um catalisador, e eleva-se a mistura a uma temperatura de 150 °C por um período de duas horas, tempo este responsável para que toda a matéria orgânica seja oxidada. A DQO é bastante utilizada no monitoramento de estações de tratamento de esgotos, o resultado da DQO é proporcional à concentração da matéria orgânica disponível.

Suas desvantagens incluem o consumo e preparo de agente titulante e indicador, o uso de vidraria adicional (erlenmeyers e aparato de titulação) e a potencial relativização do ponto final da titulação, ou seja, cada analista pode ter uma percepção diferente do ponto de mudança de cor que determina o término da titulação com o sulfato ferroso amoniacal (FAS) (AQUINO *et al.*, 2006).

A DQO mede, indiretamente, os equivalentes redutores (elementos com baixo número de oxidação, ou seja, reduzidos) presentes na amostra. Vogel *et al.* (2000) classificaram as substâncias que interferem no teste de DQO em: completamente, parcialmente e dificilmente oxidáveis. Segundo Vogel *et al.* (2000) os íons sulfeto, nitrito, cloreto e Fe (II) seriam completamente oxidáveis, enquanto o íon amônio seria dificilmente oxidável.

Para Aquino *et al.* (2006) espera-se que compostos inorgânicos reduzidos, tanto na forma dissolvida quanto particulada, podem contribuir significativamente para a DQO. Kylefors *et al.* (2003) estudaram os efeitos da presença de Fe (II), Mn (II), sulfeto, íons amônia e cloretos, além da concentração de dicromato e tempo de reação, no valor experimental da DQO de lixiviados de aterro sanitário.

Assim, Aquino *et al.* (2006) mostraram ainda que a DQO devido aos sulfetos (1,1 g(DQO)/g(sulfeto)) foi em média 60% do valor teórico. A presença de sulfeto combinado com Fe III (Fe_2S_3) reduziu em 18% a DQO causada pelos sulfetos, enquanto que o sulfeto combinado com o Fe II (FeS) resultou em valores de DQO que foram, em média, 56% do valor teórico, sendo que lipídeos podem não ser oxidados pelo dicromato, mas oxidados por microrganismos.

Para Bado *et al.* (2013) os métodos para determinação de DQO possuem desvio padrão elevado e detecções em baixas concentrações apresentam erros elevados que, muitas vezes, passam despercebidos. Mesmo em relação a métodos automatizados, como o espectrofotométrico, o desvio na linearidade da Lei de Beer-Lambert pode acarretar desvios consideráveis causados por

deslocamento do comprimento de onda no qual a absorção é máxima e mudanças na absorbância ao longo do tempo.

Por outro lado, deve-se ressaltar que a Resolução 357/05 do CONAMA não faz referência ao parâmetro de demanda química de oxigênio (DQO) na classificação dos corpos d'água e nos padrões de lançamento de efluentes líquidos, estabelecendo apenas a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO). A utilização da DQO em detrimento da DBO em ETE deve-se ao tempo de resposta da primeira.

Para Lobato (2011) existem três frações principais de DQO: compostos facilmente degradáveis, compostos de difícil degradação e compostos orgânicos inertes ou recalcitrantes. Os modelos de processos biológicos são baseados na DQO, sua aplicação para os diferentes tipos de DQO possibilita a comparação quantitativa entre os produtos e subprodutos da conversão de matéria orgânica em biogás.

Torna-se necessário definir outros parâmetros para a caracterização do teor de matéria orgânica, como sólidos totais voláteis (STV), sólidos suspensos voláteis (SSV), relações anteriormente supracitadas como carga orgânica.

Os sólidos são todas as partículas nele presentes em suspensão ou em solução, sedimentáveis ou não, orgânicas ou minerais. De acordo com *Standard Methods* (APHA, 2012) existem análises para sólidos totais, massa sólida obtida com a evaporação da parte líquida da amostra a 100° a 105 °C, em mg L⁻¹; sólidos fixos, resíduos sólidos retidos após calcinação dos sólidos totais a 500 °C, em mg.L⁻¹; sólidos orgânicos ou voláteis, parcela dos sólidos totais volatilizada no processo de calcinação, em mg.L⁻¹; Considerando os sólidos em suspensão não são sólidos que estão em suspensão no líquido, e sim as partículas sólidas que ficam retidas quando um volume da mostra de esgoto é filtrado a traves de membrana filtrante, apropriada normalmente com tamanho de poro que pode variar entre 2 µm e 0,45 µm, a fração que passa através do filtro compõe a matéria sólida dissolvida; sólidos dissolvidos, fração dos sólidos medida após evaporação da parte líquida da amostra filtrada, em mg.L⁻¹; sólidos sedimentáveis, porção das partículas em suspensão sedimentadas por ação da gravidade quando a amostra é submetida a um período de repouso de uma hora, em um cone padronizado denominado cone de *Imhoff*, medida em mL L⁻¹.

Na formação dos esgotos sanitários a adição de impurezas a água de origem dá-lhe características bem definidas, as quais sofrem variação ao longo do tempo em virtude das transformações internas decorrentes da desintegração e decomposição contínua da matéria orgânica. Dentre estas características são de fácil percepção cor, turbidez, odor, presença de sólidos.

2.5. BIOGÁS E PRODUÇÃO DE METANO NOS PROCESSOS ANAERÓBIOS

2.5.1. Composição do Biogás

O biogás é uma mistura gasosa combustível, produzida através da digestão anaeróbia, na qual a remoção de matéria orgânica resulta na formação de biogás e de biofertilizantes ricos em nutrientes. O biogás de reatores UASB é geralmente constituído por metano em alto teor (70 a 80%) e em menor concentração por gás carbônico devido à grande solubilidade deste composto gasoso no líquido (VAN

HAANDEL E LETTINGA, 1994). O biogás de reatores que tratam esgotos domésticos apresenta uma composição de metano (70 a 80%), nitrogênio (10 a 25%) e dióxido de carbono (5 a 10%). Agrawal *et al.* (1997) reportam concentrações de H₂S no biogás de reatores.

Sua composição é variável, dependendo do tipo e concentração da matéria orgânica a ser digerida, das condições físico-químicas no interior do digestor (pH, alcalinidade, temperatura) e da presença de outros ânions, como o sulfato e o nitrato (NOYOLA *et al.*, 2006). Na tabela 3, pode-se observar, a composição típica de biogás gerado no tratamento de esgoto doméstico em reatores anaeróbios. Foram estabelecidos por Silva *et al.* (2014), a composição típica de biogás está indicada na Tabela 4.

O menor teor de CO₂ no biogás de reatores UASB indica que a maior parte desse gás permanece no efluente como íons bicarbonato. Para digestores de lodo com altas concentrações de matéria orgânica, o conteúdo de CO₂ normalmente é mais alto (20 a 35%) e a fração de nitrogênio é menor (cerca de 2%) (AGRAWAL *et al.*, 1997).

TABELA 4 - COMPOSIÇÃO TÍPICA DE BIOGÁS DE REATORES UASB, TRATANDO ESGOTO DOMÉSTICO.

Parâmetro	Concentração	Unidade
Metano CH ₄	60 a 85	% em vol.
Gás carbônico CO ₂	5 a 15	% em vol.
Monóxido de carbono CO	0 a 0,3	% em vol.
Nitrogênio N ₂	2 a 25*	% em vol.
Hidrogênio H ₂	0 a 3	% em vol.
Sulfeto de hidrogênio H ₂ S	1000 a 2000	ppm
Oxigênio O ₂	Traços	% em vol.

OBS: (*) a elevada fração de nitrogênio no biogás de reatores anaeróbios deve-se ao N₂ dissolvido no esgoto doméstico

FONTE: Adaptado de AGRAWAL *et al.* (1997); NOYOLA *et al.* (2006); SILVA *et al.* (2015), CABRAL *et al.* (2017)

Todos estes constituintes gasosos, em maior ou menor grau, se solubilizam no líquido, o que dificulta, portanto, a sua captura normal e condução para destino adequado. A este respeito Van Haandel e Lettinga (1994) e Noyola *et al.* (2006) comentam que parcela significativa dos gases gerados no processo de tratamento tende a permanecer dissolvida no líquido e, assim, sair com o efluente tratado ou encontrar outra rota de desprendimento. Para Van Haandel e Lettinga (1994), Noyola *et al.* (2006) e Lobato (2011) as perdas de metano em reatores UASB podem variar de 20 a 50%, motivadas pela saída de metano dissolvido no efluente e também como resultado da transferência deste gás, da superfície do reator, para atmosfera, dependendo isto do tamanho da superfície líquida e da presença ou não de uma cobertura (hermética) da superfície do reator.

A produção de biogás e a sua qualidade em uma estação poderá depender de vários fatores, um deles é a carga orgânica, visto que ela dependerá da vazão, que a sua vês, a vazão é tributária, do horário, das condições climáticas, etc. Possetti *et al.* (2013) e Melo *et al.* (2015) afirmam que a DQO

de entrada e os parâmetros do meio líquido e a curva de produção de biogás possuem comportamentos temporais semelhantes e que, descontado o tempo de detenção hidráulico, podem ser utilizados para justificar a produção de biogás.

Nesse contexto, Cabral *et al.* (2017) e Duarte *et al.* (2018) descrevem curvas similares de produção de biogás, divulgadas junto com a vazão de esgoto de entrada na estação, observaram-se que as taxas de produção de biogás seguiram um comportamento variável, com máximos e mínimos bem característicos, mas os autores supracitados, não cotejaram contra a carga orgânica de entrada na estação. Para Possetti *et al.* (2013b), os eventos significativos de chuva podem diminuir a produção de biogás, provavelmente devido à diluição da matéria orgânica disponível para degradação anaeróbia, tornando-se o uso da carga orgânica um indicador chave para entender a geração de produtos, próprios do tratamento de esgoto.

2.5.2. Produção de metano

Em ambientes anaeróbios, o metano (CH_4) é um importante intermediário nas reações que eventualmente conduzem à mineralização da matéria orgânica. É produzido pela atividade respiratória de arqueias metanogênicas em ambientes com reduzido potencial redox (AQUINO *et al.*, 2007; BAETTKER, 2016). Em processos anaeróbios, quando o CH_4 produzido pela conversão da matéria orgânica é coletado de forma concentrada e controlada a partir dos gases que se desprendem do meio líquido, a corrente gasosa é chamada de biogás. Devido aos elevados percentuais de CH_4 , o biogás possui potencial para ser aproveitado energeticamente como combustível em caldeiras e fornos, no acionamento direto de moto geradores, na cogeração de eletricidade e calor em motores e turbinas, como combustível veicular ou na injeção em rede de gás natural como biometano (BRASIL, 2015).

No mundo e no Brasil, vários estudos foram conduzidos, falando da potencialidade de geração de biogás nas ETE, mas estas estimativas, em geral mostram uma divergência entre o valor real e a produção de biogás observada. Gervasoni e Cantão (2011) aplicaram 3 modelos de estimativas do produção de metano, os métodos aplicados foram Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (UNFCCC), o método CENBIO e o usado por (BORGES, 2009), sendo que os resultados forem muitos dispersos. Lobato (2011) propôs mensurar as perdas na forma de gases residuais, além de metano dissolvido no meio líquido.

O biogás possui composição variável a depender do tipo de processo; da concentração inicial de matéria orgânica no processo; das condições físico-químicas ambientais como pH, alcalinidade e temperatura; e da presença de outros ânions como o SO_4^{2-} e NO_3^- (NOYOLA *et al.*, 2006). Para Souza *et al.* (2010), as características do biogás dependem da pressão, temperatura, dos gases inertes e/ou ácidos e concentração de metano.

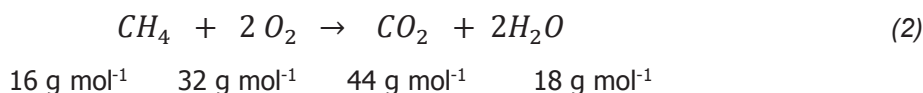
Em reatores UASB utilizados para o tratamento de esgoto doméstico, a concentração de CH_4 no biogás coletado nos separadores trifásicos usualmente varia de 70 a 80% (CHERNICHARO *et al.*, 2015). No caso de aterros sanitários, a concentração de CH_4 no biogás coletado nos sistemas de drenagem de gases é usualmente da ordem de 50%, enquanto os biodigestores de resíduos orgânicos podem produzir biogás com concentrações bem mais elevadas, da ordem de 60 a 80% (ROSA, 2013).

Cabral *et al.*, (2017) e Silveira (2017) apresentam o potencial energético do biogás relacionado com a quantidade de metano e sua composição, em distintas ETE no Brasil, relacionando com seu poder calorífico. Lobato, (2012) concluiu que a eficiência na remoção de DQO em reatores modelo UASB foi de 72%, sendo que a produção específica de metano variou entre 0,10 e 0,18 m³CH₄ (kg_{DQOremovida})⁻¹, com valor médio de 0,14 m³CH₄(kg_{DQOremovida})⁻¹.

Na busca pelo desenvolvimento de um sistema de tratamento autossuficiente, é de fundamental importância o gerenciamento integrado dos subprodutos gerados no processo, como o biogás, otimizando os seus benefícios (potencial energético) e minimizando os impactos (redução de odores e da emissão de gases de efeito estufa), como o desenvolvido por Amaral *et al.* (2018). Para tanto, busca-se entender o verdadeiro potencial combustível que se pode esperar desses reatores, formas para maximizá-lo e minimizar fugas de biogás ao meio ambiente.

Nesse contexto, precisa-se aprofundar o entendimento sobre a produção de biogás em reatores anaeróbios, correlacionado com alguns parâmetros operacionais e ambientais, tendo em vista que no mundo são ainda incipientes os estudos sobre a caracterização quantitativa e qualitativa em tempo real do biogás proveniente de UASB em escala plena alimentados continuamente com esgoto doméstico.

A estimativa da produção de metano pode ser feita a partir da massa de DQO degradada, de acordo com a Equação 2.



Souza (2010), pela Equação (2), relata que um mol de metano requer dois moles de oxigênio para sua completa oxidação a dióxido de carbono e água, ou seja, cada 16 gramas de CH₄ produzido e retirado da fase líquida correspondem à remoção de 64 gramas de DQO do despejo. Naturalmente que, o metano que permanece dissolvido do efluente do reator poderia ainda representar DQO convertida, mas não removida na condição gasosa. Todavia, a grande volatilidade do metano faz com que ele tenda a não ser lido no teste de DQO, seja em função de volatilização no procedimento de coleta (pontual ou composta) ou mesmo quando da consecução das análises.

De acordo com o IPCC (2006), a capacidade máxima de produção teórica de CH₄, em termos de DQO e DBO, seria igual a 0,60 gCH₄.gDBOremov⁻¹ e 0,25 gCH₄ gDQOremov⁻¹. Já o fator varia de 0 a 1 de acordo com a via de tratamento e/ou destinação final, para reatores UASB sem recuperação do CH₄ este valor é igual a 0,8. A abordagem teórica do IPCC para o fator de emissão pressupõe que toda fração orgânica removida anaerobiamente é convertida em CH₄, sendo baseada na reação global estequiométrica para metanogênese em que os principais reagentes são a fração orgânica e a água, e os principais produtos incluem o CH₄ e o CO₂. Entretanto, para Souza (2010) essa estimativa simplificada do complexo processo de degradação anaeróbia não leva em consideração inúmeros fatores, incluindo o grau de decomposição, limitações de nutrientes, inibição biológica e as interações físico-químicas. As emissões de CH₄ a partir do tratamento de águas residuais variam de país para país, dependendo da tecnologia de tratamento e das práticas de gestão adotadas, bem como das características das águas residuais e dos métodos de estimativa.

Foley *et al.* (2009), Guisasola *et al.* (2009), Wang *et al.* (2011), Rosa (2016) comentam as diferenças das emissões de gases de efeito estufa entre sistemas de tratamento aeróbio e anaeróbio de esgoto doméstico. Wang *et al.* (2011), Daelman *et al.* (2012) quantificam o metano dissolvido e em forma gasosa em escalas plena de sistema de tratamento de esgoto.

Souza *et al.* (2011) consideram as emissões devido ao CH₄ dissolvido no efluente dos reatores UASB, uma vez que o impacto dessa parcela pode ser tão grande quanto às emissões provenientes do CH₄ recuperado no biogás, especialmente em reatores com baixas concentrações afluentes de matéria orgânica. Em altas concentrações afluentes de matéria orgânica, o processo anaeróbio produz valores insignificantes para emissões de CO₂ equivalente, devido à possibilidade de recuperação de energia pela combustão do biogás. Souza (2010) expressa, para as concentrações de esgoto afluente acima 600 mg L⁻¹ de DQO, que a tecnologia anaeróbia apresenta-se como uma viável para o tratamento de esgoto devido às menores emissões de gases de efeito estufa. A adoção de técnicas para capturar o CH₄ perdido no efluente de reatores UASB e a sua utilização como gás combustível tornaria o tratamento anaeróbio favorável até mesmo para concentrações afluentes muito baixas de matéria orgânica. Encontram-se poucos trabalhos que relatam medições em reatores UASB além os estudos publicados não apresentam resultados sobre precisão calibração ou incertezas associadas as medições.

Na Tabela 5, prioriza-se os principais parâmetros que devem ser determinados na produção de biogás, tendo o destaque a coluna de comentário.

TABELA 5 - PRINCIPAIS PARÂMETROS DETERMINADOS NA PRODUÇÃO DE BIOGÁS EM REATORES UASB

PARÂMETRO	FREQUENCIA	COMENTARIO
Vazão do esgoto	Continuamente, em tempo real	E fundamental monitoramento do afluente e efluente
Sólidos totais sólidos voláteis, sólidos suspensos, teste de biodegradabilidade.	Uma vez por semana	Aportes na entrada do reator como lodo de tanque séptico, lixiviado, lodo de ETA, etc podem alterar a eficiência do reator
Vazão de Biogás, pH,	Continuamente, em tempo real	Pode indicar mudança ou instabilidade no processo anaeróbio
Composição do Biogás (Qualidade) CH ₄ , H ₂ S, CO ₂ e O ₂	Continuamente, em tempo real	Mudanças nos teores dos gases podem indicar instabilidade dentro do reator, Importante o controle também pela formação de misturas explosivas.
Temperatura e pressão do biogás	Continuamente, em tempo real.	Parâmetro para expressar controle de processo e produção de Biogás
DQO, DQO _{filtrada}	4 vezes por semana	Útil para a avaliação da eficiência do reator, e da matéria orgânica

FONTE: Adaptado PROBIOGÁS (2017)

2.6. INSTRUMENTAÇÃO APLICADA NAS ETES

A instrumentação em estações de tratamento de esgoto pode ser associada ao estudo dos instrumentos e seus princípios científicos, utilizados para monitorar o comportamento de variáveis de controle que de alguma forma venham auxiliar ao operador no processo de controle da estação. Assim a necessidade de se mostrar a qualidade de medições químicas, através de sua comparabilidade, rastreabilidade e confiabilidade, está sendo cada vez mais reconhecida e exigida. Na sequência, se descrevem as técnicas usadas ao longo da pesquisa, espectroscopia, pressão diferencial, tecnologia de Infravermelho não dispersivo, eletroquímica, ultrassônica.

2.6.1 Vazão de esgoto

A vazão pode ser entendida como a quantidade volumétrica de um fluido que passa por uma determinada seção de um conduto por uma unidade de tempo. A medição confiável e precisa da vazão requer uma correta engenharia que envolve a seleção do instrumento de medição, a sua instalação e operação, bem como sua manutenção e a interpretação dos resultados obtidos (AZEVEDO NETTO, 1973).

Por meio do princípio de medição, os medidores de vazão podem ser classificados em: condutos fechados (ou forçados) e canais abertos. Os medidores do tipo conduto fechado são empregados em tubulações cheias e sob pressão. Já os medidores de canais abertos são destinados a fluidos que escoam por gravidade e apresentam uma superfície livre, como ocorre, por exemplo, em rios e canais de irrigação. Desse modo, medidores de canais abertos são amplamente empregados em sistemas de tratamento de água e esgotamento doméstico (METCALF & EDDY, 2016).

Uma das tecnologias mais utilizadas para medição de vazão em canais abertos é a Calha Parshall. Por meio do conhecimento das características geométricas desse dispositivo, como área da seção, rugosidade e inclinação, pode-se determinar a relação entre a profundidade do fluxo e a vazão passante no sistema (SPITZER, 2001). Por ser caracterizada como um medidor de regime crítico, a Calha Parshall força um escoamento subcrítico a se tornar supercrítico, por meio de um estrangulamento na seção transversal e posterior rebaixamento da soleira. Isto posto, uma das principais vantagens do emprego da Calha Parshall é a possibilidade de utilizar apenas a leitura do nível de fluido a montante para determinação da vazão (PARSHALL, 1928).

A norma vigente no Brasil é a norma medição de vazão de líquidos em canais abertos, as dimensões das Calhas Parshall são designadas pela largura da garganta (trecho contraído) (TABELA 6).

TABELA 6 - CALHA PARSHALL COM ESCOAMENTO LIVRE – LIMITES DE APLICAÇÃO E VALORES DE N E K

W		Capacidade (L.s ⁻¹)		n	K
pol	cm	Mínima	Máxima		Unidades métricas
3"	7,6	0,85	53,8	1,547	0,176
6"	15,2	1,52	110,4	1,580	0,381
9"	22,9	2,55	251,9	1,530	0,535
1'	30,5	3,11	455,6	1,522	0,690
1 ½'	45,7	4,25	696,2	1,538	1,054
2'	61,0	11,89	9,36,2	1,550	1,426
3'	91,5	17,26	1426,3	1,566	2,182
4'	122,0	36,79	1921	1,578	2,935
5'	152,5	62,8	2422	1,587	3,728

OBS: Fórmula aproximada $Q = k.H^n$; $Q = 2,3 W.H^{3/2}$ (m³.s⁻¹)

FONTE: AISSE (2000), citando AZEVEDO NETTO (1973).

Os medidores de vazão ultrassônicos podem ser instalados nos vertedouros e calhas, possibilitando a medição, indicação e totalização dos volumes. A leitura do nível de fluido em uma Calha Parshall geralmente é realizada por equipamentos automáticos como os medidores ultrassônicos. Esses dispositivos possuem como princípio de medição a velocidade do som. As ondas de ultrassom emitidas chocam-se com o fluido, sendo então refletidas de volta para o equipamento. A distância percorrida pelas ondas é calculada com base na velocidade de propagação das ondas e do tempo de retorno ao transdutor. Como vantagens, os dispositivos ultrassônicos apresentam baixo custo de aquisição e necessitam de pouca manutenção (INCONTROL, 2008).

2.6.2. Qualidade do Esgoto (caracterização)

Espectroscopia é o processo que utiliza a luz para medir as concentrações químicas. Baseia-se no fato de que as moléculas absorvem a radiação eletromagnética e, por sua vez que a quantidade de luz absorvida depende da forma linear concentração. A espectrofotometria na faixa ultravioleta e visível (UV-Vis) permite a obtenção de informação de extrema relevância (VAN DER BROEKE *et al.*, 2006). No caso da radiação UV-Vis, a luz provoca transições eletrônicas ou, mais precisamente, transições entre estados eletrônicos das moléculas. É uma técnica rápida e simples de programar, usada para avaliação da qualidade de águas de matrizes de água (THOMAS *et al.*, (2005). O princípio da medida se baseia na incidência, numa amostra de água com uma espessura (b) bem determinada (contida numa janela ótica), de um feixe de radiação abrangendo a gama UV-Vis, que corresponde aos comprimentos de onda entre 200 e 800 nm. A análise quantitativa é regida pela Lei de Beer-Lambert, que estabelece a relação entre a concentração e a quantidade de radiação absorvida por uma espécie química (EQUAÇÃO 3 e 4)

$$A = \log\left(\frac{I_0}{I}\right) = \log\left(\frac{1}{t}\right) = A = \left(\frac{100}{\%T}\right) \quad (3)$$

$$A = ai * ci * d \quad (4)$$

Onde:

A = absorvância ou densidade ótica;

I₀ = intensidade da radiação incidente;

I = intensidade da radiação transmitida;

c_i = concentração do componente i (g l⁻¹);

d = espessura da célula (cm);

a_i = absorvividade ou coeficiente de absorção ou coeficiente de extinção do componente i;

I / I₀ = transmitância (T).

Os espectrômetros mais utilizados para aquisição de espectros na região UV-Vis são equipamentos de varredura, medindo a intensidade da radiação transmitida através da amostra a um comprimento diferente a cada instante. No entanto, este tipo de equipamento não é adequado para medições online devido à existência de componentes óticos móveis e delicados e também devido ao tempo necessário para a aquisição de um espectro. Os espectrofotômetros que utilizam uma matriz de fotodiodos (*photodio de array*, PDA) como detectores não contêm partes óticas móveis e permitem a aquisição instantânea do espectro completo. Estes equipamentos, quando comparados com outras soluções similares, apresentam uma geometria compacta e um baixo custo e podem ser utilizados com fibra ótica para aplicações online.

A absorvância de radiação a comprimentos de onda pontuais, é uma área de investigação que se iniciou na década de 1950, com a avaliação da qualidade de efluentes a partir da absorvância de radiação na gama ultravioleta (UV) (DOBBS *et al.*, 1972). Os bons resultados da correlação entre a absorvância na gama UV e a presença de matéria orgânica dissolvida permitiram estabelecer a relação entre a absorvância a 254 nm e a concentração de carbônico orgânico total (COT) em água superficiais e residuais

A medição em mais de um comprimento de onda permitiu identificar a correlação entre a absorvância de radiação a 260 nm ou 254 nm e os valores da DQO ou do COT, foi também proposta a quantificação e eliminação da interferência por material particulado por meio de uma medição da absorvância o outro comprimento de onda (por exemplo, a 380 nm) (MATSHE *et al.*, 1996). A utilização de comprimentos de onda específicos para inferir o valor de parâmetros analíticos a partir de medidas espectrométricas foi inicialmente implementada em laboratório, e posteriormente no campo, com recurso de dispositivos submersíveis (VAN DER BROEKE *et al.*, 2006).

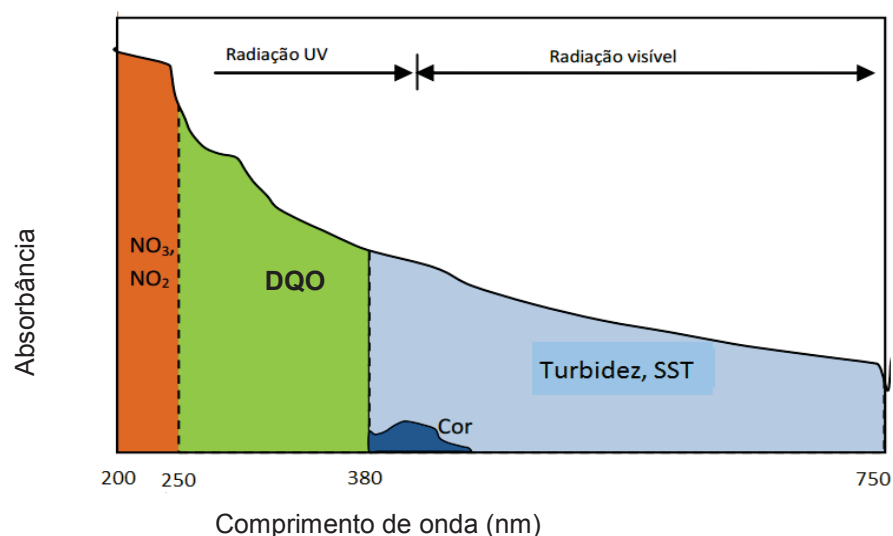
O potencial da utilização do espectro completo na gama UV tem sido explorado para estimar valores de DQO, COT e DBO em águas residuais (THOMAS *et al.*, 1997). A gama de comprimentos

de onda utilizados varia de 200 a 400 nm, para a radiação ultravioleta, e entre 400 e 800 nm, para a radiação visível (FIGURA 5).

A forma do espectro UV-Vis da água residual pode ser utilizada para a obtenção qualitativa de alterações na sua composição (LEPOT *et al.*, 2016). Tendo em conta as características de absorbância da radiação dos compostos que contribuem para os valores de DQO e SST, podem identificar-se as gamas de comprimento de onda que, potencialmente melhor se relacionam com eles. Na Figura 5 apresenta-se um exemplo de um espectro UV-Vis e de parâmetros associados a absorbância em diferentes gamas espectrais. Alguns valores de incertezas associados aos sensores com estas características são apresentados em Lepot *et al.* (2016), mas não para a matriz de água utilizada na presente pesquisa.

Considerando o elevado potencial do recurso a medições *online* no contexto da monitorização da DQO e SST, no esgoto doméstico de entrada e saída, em uma estação de tratamento que emprega reatores de fluxo ascendente em manta de lodo, a espectrometria UV-Vis pode revelar-se de grande utilidade.

FIGURA 5 - EXEMPLO DE UM ESPECTRO UV-VIS DE UMA ÁGUA RESIDUAL E PARÂMETROS ASSOCIADOS A DIFERENTES GAMAS ESPECTRAIS



FONTE: ADAPTADO DE VAN DER BROEKE *et al.* (2006)

2.6.3. Vazão de Biogás

Em uma estação de medição o medidor de vazão é o elemento que quantifica a taxa de transferência de um fluido e, assim, garante a qualidade de um produto, a segurança de um processo ou determina com exatidão o volume comercializado entre as partes envolvidas.

A vazão de biogás é a quantidade volumétrica do gás produzido da decomposição da carga orgânica que entra no reator que passa por uma determinada seção de um conduto por uma unidade de tempo. Ou seja, vazão é a rapidez com a qual uma certa quantidade do gás atravessa uma tubulação. A medição confiável e precisa requer uma correta engenharia que envolve a seleção do

instrumento de medição, a sua instalação, a sua operação, a sua manutenção e a interpretação dos resultados obtidos (WARD *et al.*, 2010). Para que o procedimento de seleção forneça um bom resultado final, é necessário que exista um claro entendimento das funções a serem desempenhadas pelo medidor de vazão quando este estiver em operação, no caso específico da pesquisa se usaram medidores de vazão com diferentes técnicas de medição, pelo que os fluidos a mensurar são gases e líquidos.

O transmissor de pressão diferencial é o dispositivo básico para medir vazão de fluidos na área de automação. Além disto, o transmissor de pressão diferencial tem aplicações na medição de pressões diferenciais, relativas e absolutas de fluidos. Ou seja, é um dispositivo essencial na área de automação industrial (LOWINSOHN, BERLOTTI, 2006). A pressão diferencial é a diferença em magnitude entre um valor de pressão medido e uma pressão de referência. De certo modo, as pressões absolutas e relativas podem ser consideradas tipos de pressão diferencial com o zero absoluto e a pressão atmosférica como as pressões de referência. A medição de pressão diferencial através de um obstáculo numa tubulação (placa de orifício, tubo Venturi, tubo Pitot, bocal) é um dos métodos mais usados na medição de vazão. A frequência do vórtice formados é proporcional ao fluxo volumétrico médio. Os medidores de vazão são compostos de um elemento primário e um elemento secundário. O elemento primário está associado com a própria tubulação, interferindo no escoamento e proporcionando um diferencial de pressão. O elemento secundário é o responsável pela leitura desta pressão e consiste basicamente de um medidor de pressão diferencial.

Os medidores tipo vórtice utilizam como princípio de funcionamento a formação de vórtices, através de obstáculos em um escoamento, e os sensores detectam as ondas dos vórtices formadas e emitem um sinal em frequência correspondente à vazão (ARAÚJO *et al.*, 2015). Variações de pressão causadas pelos vórtices são transmitidas via alguns orifícios introduzidos nas laterais. Os sensores capacitivos são colocados dentro do tubo e são protegidos contra choques, temperaturas e desgaste pela passagem do fluido.

O outro modelo de medidor de vazão de gás presente na ETE faz as medições por dispersão térmica. Medidores de vazão termal são primariamente usados em medição de vazão de aplicações de ar e gás. O medidor consiste de um transmissor e sonda com sensores de temperatura (RTDs) colocados nos pinos na parte superior da sonda. Um sensor mede a temperatura de processo e o outro sensor é aquecido para uma temperatura específica acima desta. À medida que a taxa de vazão aumenta, o calor se dissipa do sensor aquecido. Alguns fabricantes usam uma operação de energia variável para manter a constante da diferença de temperatura, enquanto outros mantem a constante de energia e medem a diferença de temperatura

Araújo *et al.* (2015) comentam que o aquecedor e o detector de temperatura de resistência estão contidos em um sensor. O segundo sensor contém outro detector de temperatura de resistência de referência, que mede a temperatura do biogás. O RTD ativo mede a temperatura do sensor aquecido em uma alça de *feedback* aos componentes eletrônicos. Os componentes eletrônicos variam a energia para o aquecedor para manter uma diferença de temperatura constante entre os RTDs ativo e de referência. Conforme a taxa do fluxo do gás aumenta há um efeito de resfriamento no sensor aquecido. A energia para o sensor aquecido é controlada para manter uma diferença de temperatura constante

entre os dois sensores. A quantidade de energia requerida para manter esta diferença de temperatura fornece a medida de vazão. O equipamento não deve ser instalado em áreas onde a temperatura ambiente exceda 80 °C.

2.6.4. Qualidade do Biogás

Para a medição e avaliação da composição do biogás produzido no reator UASB, foram usadas técnicas com muito sucesso para detectar espécies (composição) de gases, incluindo estado sólido espectroscópico, eletroquímico e métodos piezoelétricos, bem como cromatografia gasosa e sistemas de detecção calorimétrica (Pellistors). As vantagens e desvantagens de cada método estão resumidas na Tabela 7.

TABELA 7 – COMPOSIÇÃO DE GASES: VANTAGENS E DESVANTAGENS DE CADA MÉTODO

Método	Vantagens	Desvantagens
Espectroscopia óptica por medição de absorção óptica, emissão ou dispersão	Oferece um meio direto e rápido, altamente seletivo, para medir a concentração do gás	O gás deve ter uma absorção, emissão ou dispersão significativa em uma região conveniente do espectro ótico
Espectrometria de massa	Meios muito precisos e altamente seletivos de detecção de baixas concentrações, incluindo abundância de isótopos	Atuação lenta, volumosa e comparativamente cara, não é fácil para medições <i>in situ</i> , <i>on-line</i> , precisa-se da amostragem do gás
Cromatografia em fase gasosa	Meios muito precisos e altamente seletivos de detecção de concentração	Não é fácil de usar <i>on-line</i> , já que a amostragem de gás é necessária Interação com um indicador químico
Interação com um Indicador químico	Pode medir a exposição total ao longo do tempo (dosimetria), se a reação usada é não reversível	O sensor é propenso apresentar comportamento não reversível, precisa de vapor de água presente para agir com um catalisador "seco"
Sensores envolvendo interação com a superfície de um semicondutor, camada cerâmica, ou eletroquímico sensores	Baixo custo. Pode medir exposição total ao longo tempo, se a reação usada é não reversível	O sensor pode se desgastar e ter um comportamento não reversível, pode consumir analito
Combustão catalítica: Mediante a mudança de calor (Pellistor sensores de gás)	Baixo custo e prático meios de detectar presença de inflamável gases	O sensor é propenso desgastar-se, pode ter leituras falsas se outro gás inflamável está presente.

FONTE: Adaptado de SHEMSHAD *et al.* (2012)

Métodos ópticos têm sido utilizados para monitoramento da qualidade do ar, análise de gases *on-line*, diagnósticos médicos, monitoramento de e emissões industriais, diagnósticos de combustão e automação aplicações industriais (WERLE *et al.*, 2002). As vantagens dos métodos ópticos sobre os métodos convencionais incluem dielétrico e faíscas livre em ambiente gasoso, capacidade de sensoriamento remoto, imune a eletromagnética interferência, sem contaminação química, geométrica versatilidade para formar formas arbitrárias, facilidade de amostragem, não-invasivo natureza das medidas e resposta rápida (SHEMSHAD *et al.*, 2012). Alguns métodos convencionais como espectrometria de massa e cromatografia têm sensibilidades muito altas. No entanto, os métodos ópticos ainda são preferidos em minas subterrâneas devido a tempos de resposta curtos, facilidade de

amostragem, natureza não invasiva das medições, alto potencial de miniaturização e baixa potência consumo.

2.6.4.1. Tecnologia de Infravermelho Não Dispersivo (NDIR)

A tecnologia de Infravermelho Não Dispersivo (*Non-Dispersive Infrared* – NDIR) utiliza um emissor infravermelho de banda larga, que cobre todos os comprimentos de onda para medição de um determinado conjunto de gases. O princípio fundamental de todos os analisadores de infravermelho baseia-se na capacidade de absorção de radiação, em diferentes comprimentos de ondas, de acordo com a lei de Beer-Lambert, a porcentagem de cada constituinte é relacionada com a quantidade de energia absorvida. Ela estabelece que a absorbância da luz por uma solução, numa determinada espessura, é diretamente proporcional à concentração de um componente (Biggs, 1987).

Um dos principais fatores na detecção espectroscópica de metano é determinar a faixa de absorção da medição. Este é determinar se uma faixa de comprimento de onda onde o metano pode ser detectado sem interferência de outros gases comuns, a faixa de absorção do metano por exemplo se localiza entre 1000 e 3000 nm (WERLE *et al.*, 2002; WARD *et al.*, 2010).

Filtros óticos passa-banda permitem a passagem de comprimentos de onda que podem ser absorvidos por esses gases. A radiação passa por uma célula de medição cheia de gás de amostra. A atenuação da radiação que ocorre neste processo mostra o grau de concentração do gás.

O processo automático de calibração permite a caracterização de cada gás em seu respectivo canal, e corrige eventuais interferências entre canais. Esse processo é realizado em diferentes temperaturas para determinar o coeficiente de temperatura de cada canal. Uma calibração bem-sucedida, fornece informações como curva de calibração e coeficientes de calibração adaptados à nova realidade (SHEMSHAD *et al.*, 2012).

No que concerne, as incertezas para os sensores infravermelho, mensurando metano e dióxido de carbono, o valor se localizou entre 1% e 5% (KOHRLING *et al.*, 2015; XUE *et al.*, 2016), revelando-se uma técnica interessante para a medição de estes gases (WARD *et al.*, 2010).

2.6.4.2. Sensores eletroquímicos

Sensores químicos são dispositivos que permitem a coleta de dados e obtenção de informações com manipulação mínima do sistema estudado, diversos gases reagem com outras substâncias sob condições específicas. Nestes sensores, as partículas do analito se difundem através de uma membrana (ambiente de gás de separação de um eletrólito interno) e do eletrólito interno (mais frequentemente solução aquosa de fortes ácidos ou bases, embora também sejam utilizadas misturas com solvente) na superfície de um eletrodo de trabalho adequadamente polarizado em relação a um eletrodo de referência. Reação eletroquímica ocorre no eletrodo de trabalho, enquanto um eletrodo contador experimenta a reação equilíbrio de elétrons. Um resultado da reação redox é a geração de corrente elétrica sendo um sinal do sensor (CAO *et al.*, 1992).

Se a reação causa a liberação de elétrons e, portanto, uma corrente mensurável, o arranjo correspondente é chamado de célula eletroquímica. Ela consiste em pelo menos dois eletrodos que reagem cataliticamente conectados por um meio condutor de eletricidade (eletrólito) e um circuito. Os sensores amperométricos constituem-se em dispositivos mantidos em potencial fixo e que propiciam sinais de corrente faradaica proporcionais à concentração do analito (HELM *et al.*, 2010))

Para Lowinsohn e Berlotti (2006) os resultados obtidos podem ser analisados e correlacionados com outros parâmetros no ambiente em que estão inseridos. Estes dispositivos possuem características peculiares que os distinguem de métodos instrumentais de grande porte, os quais, por sua vez, são cada vez mais precisos, sensíveis e seletivos, mas não permitem a obtenção de informações *in situ* e em tempo real. Dados nestas condições experimentais são facilmente obtidos com sensores e, mesmo que as medidas não tenham precisão e exatidão comparáveis às dos métodos instrumentais. Características vantajosas também inerentes ao uso de sensores químicos referem-se à portabilidade, facilidade de automação, possibilidade de miniaturização e baixo custo.

No que concerne, as incertezas para os sensores que empregam a técnica eletroquímica, mensurando O₂ e H₂S, o valor se localizou entre 1% e 9% (WANG *et al.*, 2004; JALISKE *et al.*, 2007; HELM *et al.*, 2010).

2.6.5. Cromatografia gasosa

A cromatografia é um método físico-químico de separação. Ela está fundamentada na migração diferencial dos componentes de uma mistura, que ocorre devido a diferentes interações, entre duas fases imiscíveis, a fase móvel e a fase estacionária. A grande variedade de combinações entre fases móveis e estacionárias a torna uma técnica extremamente versátil e de grande aplicação. De acordo com Weiland, (2009) tem um papel muito importante na definição de quantos compostos fazem parte de uma mistura e qual a quantidade de cada composto

A cromatografia gasosa é uma das técnicas analíticas mais utilizadas. Além de possuir um alto poder de resolução, é muito atrativa devido à possibilidade de detecção em escala de nano a picogramas (10⁻⁹ a 10⁻¹² g). A grande limitação deste método é a necessidade de que a amostra seja volátil ou estável termicamente, embora amostras não voláteis ou instáveis possam ser derivadas quimicamente. Pode ser utilizada para separações preparativas apenas na faixa de microgramas a miligramas, não sendo muito empregada para esse fim.

A cromatografia gasosa é amplamente usada para duas finalidades, separar os compostos que serão depois detectados e analisados para definir a composição da amostra, ou para refinar uma amostra, separando os compostos para serem posteriormente utilizados em outros processos. (WEILAND 2009; WALKER *et al.* 2009). No caso da pesquisa será utilizada para determinação da composição do biogás, a amostra de biogás deve ser capturada em sacos de amostragem do tipo Tedlar, ou, caso efetuada 3 a leitura em campo, a amostragem pode ser feita de forma contínua (LIU *et al.*, 2004; WEILAND, 2009; WALKER *et al.*, 2009).

A amostragem pode ser feita de diversas formas, dependendo do tipo de amostra a ser analisada e dos processos particulares de cada cromatógrafo. Alguns gases devem ser adsorvidos a sólidos ou

capturados em líquidos. A sua vez, os equipamentos que utilizam a cromatografia gasosa, possuem duas colunas. A primeira coluna servirá para separar os gases H_2 , N_2 , O_2 e CH_4 , já a segunda coluna separará CO_2 , H_2S e gases com 2 ou 3 carbonos. (LIU *et al.*, 2004; WALKER *et al.*, 2009).

2.7. Incerteza, Conceitos básicos.

Segundo o *Joint Committee for Guides in Metrology*, no documento conhecido como ISO GUM (JCGM, 2008) o conceito de incerteza como um atributo quantificável é relativamente novo na história da medição, embora o erro e análise de erro tenham sido, há muito tempo, uma prática da ciência da medição ou metrologia. É agora amplamente reconhecido que, quando todos os componentes de erro conhecidos ou suspeitos tenham sido avaliados e as correções adequadas tenham sido aplicadas, ainda permanece uma incerteza sobre quão correto é o resultado declarado, isto é, uma dúvida acerca de quão corretamente o resultado da medição representa o valor da grandeza que está sendo medida.

O procedimento proposto pelo ISO GUM para a estimativa da incerteza de medição de um determinado mensurando consiste no cumprimento das seguintes etapas: definição do mensurando e seu modelo matemático, identificação das possíveis fontes de incerteza, quantificação das fontes de incerteza, redução das incertezas para uma forma padrão, combinação das incertezas padronizadas e os respectivos coeficientes de sensibilidade, declaração da incerteza.

O objetivo de uma medição é determinar o valor de uma grandeza específica (mensurando) a ser medida. Uma medição começa, portanto, com uma especificação apropriada do mensurando, do método de medição e do procedimento de medição. Em geral, o resultado de uma medição é somente uma aproximação ou estimativa do valor do mensurando, do método de medição e do procedimento de medição. Este resultado só é completo quando acompanhado pela declaração de incerteza dessa estimativa. Em muitos casos, o resultado de uma medição é determinado com base em séries de observações obtidas sob condições de repetibilidade. Supõe-se que as variações em observações repetidas surjam porque as grandezas de influência que possam afetar o resultado da medição não são mantidas completamente constantes. O modelo matemático da medição que transforma o conjunto de observações repetidas no resultado de medição é de importância crítica, porque, em adição às observações ele geralmente inclui várias grandezas de influência que não são exatamente conhecidas. Essa falta de conhecimento contribui para a incerteza do resultado da medição, assim como contribuem as variações das observações repetidas e qualquer incerteza associada com o próprio modelo matemático.

Para JCGM (2008) os erros, efeitos e correções, em geral, têm imperfeições que dão origem a um erro no resultado da medição. Há diversos tipos de erros possíveis, mas podemos englobá-los basicamente em duas categorias: aleatórios e sistemáticos. Eliminando erros grosseiros que podem decorrer, por exemplo, da má leitura das escalas, de ajustes imperfeitos do instrumento, ou seja, basicamente da imperícia ou desatenção da pessoa que está medindo. Os erros aleatórios decorrem de fatores não controlados na realização de medidas e seu efeito consiste em produzir ao acaso acréscimos e decréscimos no valor obtido. Estes efeitos aleatórios são a causa de variações em observações repetidas do mensurando. Embora não seja possível compensar o erro aleatório de um resultado de medição, ele pode geralmente ser reduzido aumentando-se o número de observações.

Os erros sistemáticos também não podem ser eliminados. Se um erro sistemático se origina de um efeito reconhecido de uma grandeza de influência em um resultado de medição, por exemplo, a má calibração de uma balança pode acrescentar sistematicamente sempre a mesma quantidade nas medidas de uma determinada massa, este efeito pode ser quantificado e corrigido. Um fator de correção pode ser aplicado para compensar este efeito. Supõe-se que, após esta correção, o valor esperado do erro provocado por um efeito sistemático seja zero.

A expressão de um resultado de medição só está completa quando contém o valor atribuído ao mensurado e à incerteza de medição associada a esse valor, bem como a sua distribuição que usualmente consideramos normal por diversas razões (a mais comum é o Teorema do Limite Central e suas variantes).

Para JCGM (2008) existem as avaliações das incertezas A e B. Avaliação Tipo A da incerteza, obtida pela análise estatística de uma série de observações. Avaliação Tipo B da incerteza, obtida por outros meios que não a análise estatística de uma série de observações.

Deve-se reconhecer que as avaliações do Tipo B são tão válidas como as do Tipo A, especialmente, em situações onde as últimas se baseiam em números de observações comparativamente pequenos (ELLISON e WILLIAMS, 2012).

Uma distribuição gaussiana necessita de dois parâmetros para a sua definição: média e desvio padrão. Assim, estimando-se o desvio padrão de uma distribuição complexa e sua média, conhece-se o nível de confiabilidade. Então todos os esforços objetivam a estimativa da incerteza padrão.

A incerteza Tipo A é caracterizada pela análise estatística de uma série de observações e normalmente supõe uma distribuição gaussiana. Entretanto, em muitos casos, as informações estão disponíveis de forma incompleta, sem a caracterização estatística necessária, podendo inclusive estar disponível de forma não científica e subjetiva.

2.7.1. Avaliação da Incerteza das Estimativas de Entrada

2.7.1.1 Avaliação da incerteza padrão Tipo A

Na avaliação do tipo A, muitas vezes a melhor estimativa de uma grandeza X , para N medições independentes, é a sua média aritmética \bar{X} das medições realizadas, Equação 5:

$$\bar{q} = \frac{1}{n} \sum_{k=1}^n (q_k) \quad (5)$$

A incerteza padronizada $u(x_i)$ da estimativa de entrada x_i é expressa como o desvio padrão experimental da média $s(\bar{X})$, que é a raiz quadrada positiva da variância experimental da média. A variância estimada das medições realizadas é dada por Equação 6:

$$\sigma_{media} = \left\{ \sqrt{\left[\sum_{j=1}^n (q_j - \bar{q})^2 \right] \cdot (n - 1)} \right\} \quad (6)$$

Onde n , é o número de medições de um mesmo mensurando, \bar{q} é a medida aritmética das n indicações consideradas e q_j é a indicação associada com a j -*enésima* medição.

No caso, os valores de σ_{media} representam estimativas dos desvios padrão σ das distribuições de \bar{q} . Logo, as precisões expressam as dispersões entre as indicações consideradas e foram utilizadas para determinar as repetibilidades e as reprodutibilidades quando foram necessárias.

3.7.1.2. Avaliação da incerteza padrão Tipo B

Segundo JCGM (2008), a avaliação da incerteza do tipo B depende de informações relacionadas à variável (x_i) que podem ser obtidas em documentos ou por meio de conhecimento adquirido. Essas informações podem incluir: resultados de medições prévias; especificações de fabricantes; dados de certificados de calibração; experiência e conhecimento do comportamento e propriedades de materiais e instrumentos utilizados; incertezas relacionadas a dados de referência obtidos de manuais.

2.7.2. Determinação da incerteza expandida

A recomendação para se utilizar a incerteza padrão combinada $U_c(Y)$, como o parâmetro quantitativo para se representar a incerteza do resultado de uma medição está na Recomendação INC-1 (1980) do Grupo de trabalho sobre a Declaração de Incertezas, na qual o GUM está baseado. Porém, em alguns casos comerciais, industriais e regulamentadores, e quando se envolve saúde e segurança, é necessário definir um intervalo em torno de um resultado da medição que inclua uma faixa maior da distribuição de valores que poderiam ser atribuídos ao mensurando, denominada incerteza expandida U .

$$U = k u_c (y) \quad (7)$$

A incerteza expandida está associada à probabilidade de abrangência ou nível de confiança do intervalo. Para o caso em que a distribuição de probabilidade de y é aproximadamente normal, o valor do fator de abrangência k é igual a dois e fornece um intervalo de confiança com 95%. Para alguns casos com avaliação de incerteza tipo A com um número de repetições menor que 10, mesmo admitindo-se que a estimativa de saída possua um comportamento normal, a confiabilidade não é satisfeita. Admite-se, então, que y tem comportamento semelhante à distribuição *t-Student*.

O fator de abrangência deve ser determinado pelo número de graus de liberdade efetivos u_{eff} da incerteza padronizada, determinado através da fórmula de *Welch-Satterthwaite* (Equação 8):

$$v_{eff} = \frac{u_c^4 (y)}{\sum_{i=1}^N \frac{u_c^4 (y)}{v_i}} \quad (8)$$

Onde ν_i é o número de graus de liberdade efetivos da incerteza padrão $U_i(Y)$, os graus de liberdade, para avaliações do tipo A, são dados por $\nu_{i=N-1}$ para avaliações de incertezas do tipo B, determinar os graus de liberdade se torna complicado e é comum considerar $\nu_{i \rightarrow \infty}$.

O fator de abrangência é então obtido da distribuição *t-Student*, de acordo com a probabilidade de abrangência desejada, Calculando a incerteza expandida, o resultado de uma medição é representado por $Y = y \pm U$ representando que a melhor estimativa para Y é y e que $y + U$ a $y - U$ é o intervalo para o qual se espera uma faixa de distribuição de valores que podem ser atribuídos a Y (INMETRO, 2003).

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. ÁREA DE ESTUDO

A bacia hidrográfica do Ribeirão dos Padilhas, localizada em Curitiba, apresenta uma área de cerca de 30 km². É uma bacia tributária do alto curso do Rio Iguaçu, portanto, uma sub-bacia. A sua extensão abrange os bairros, Capão Raso, Xaxim, Pinheirinho, Sítio Cercado, Alto Boqueirão e Ganchinho. Por ser a sub-bacia que tem a menor incidência de áreas verdes 2.859.790,98 m², é considerada uma bacia hidrográfica predominantemente urbana. Ao longo do rio é nítida a alteração das suas características naturais, o que é resultado do intenso processo de urbanização que vem ocorrendo nos últimos anos

3.1.1. Estação de Tratamento de Esgoto

A ETE localiza-se no município de Curitiba-PR, está em operação desde 2002, atualmente opera com a vazão de 320 L.s⁻¹. Seu sistema de tratamento é composto pelo tratamento preliminar (gradeamento manual de 20 mm, gradeamento mecanizado de 3 mm, desarenador e calha Parshall), seis reatores UASB, com capacidade nominal de 70 L.s⁻¹ cada um, totalizando 420 L.s⁻¹, e duas lagoas uma aerada e outra de sedimentação para o pós-tratamento do efluente (FIGURA 6; ANEXO C).

FIGURA 6 - LOCALIZAÇÃO E VISTA DA ETE



OBS: (1) REATORES UASB; (2) LAGOAS; (3) DESAGUAMENTO E CONDICIONAMENTO DE LODO; (4) QUEIMADOR DE BIOGÁS.

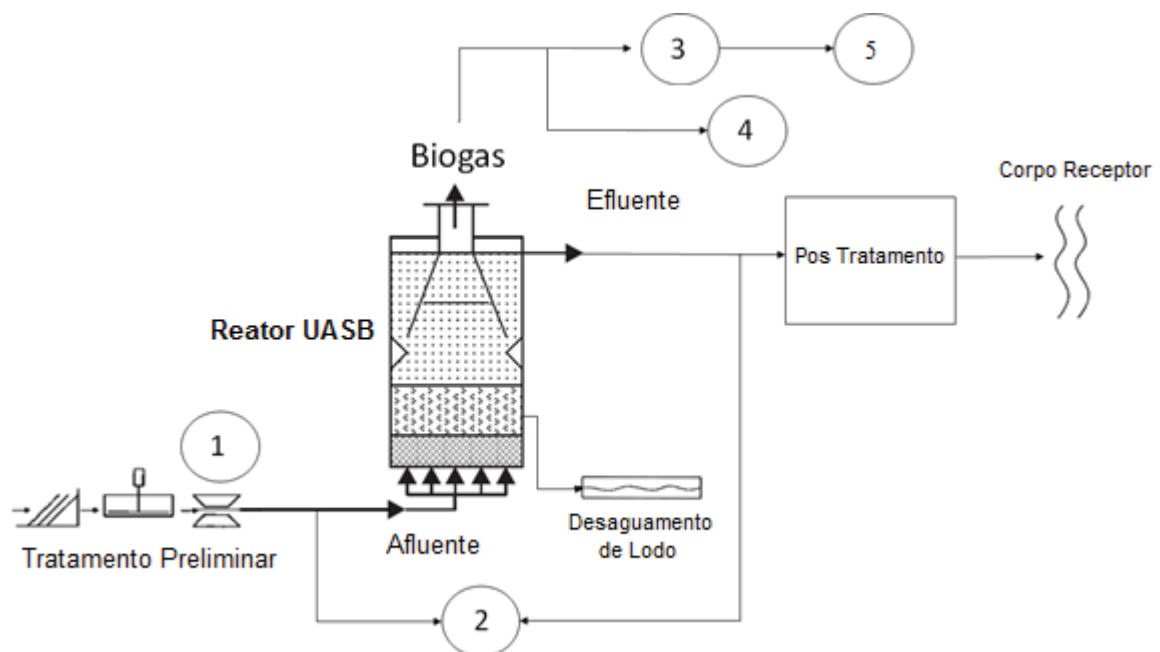
FONTE: PAULA (2018)

3.2. MATERIAIS

3.2.1. Instrumentação

A ETE Padilha Sul tem instalados os equipamentos necessários para analisar o comportamento e algumas variáveis físico-químicas do esgoto (ANEXO D), biogás e possíveis fatores de influência (FIGURA 7). Os equipamentos usados na pesquisa seguem a NBR 12209 (ABNT, 2011).

FIGURA 7 - FLUXOGRAMA DA FASE LÍQUIDA E LOCALIZAÇÃO DOS EQUIPAMENTOS DA MEDIÇÃO NA ETE PADILHA SUL



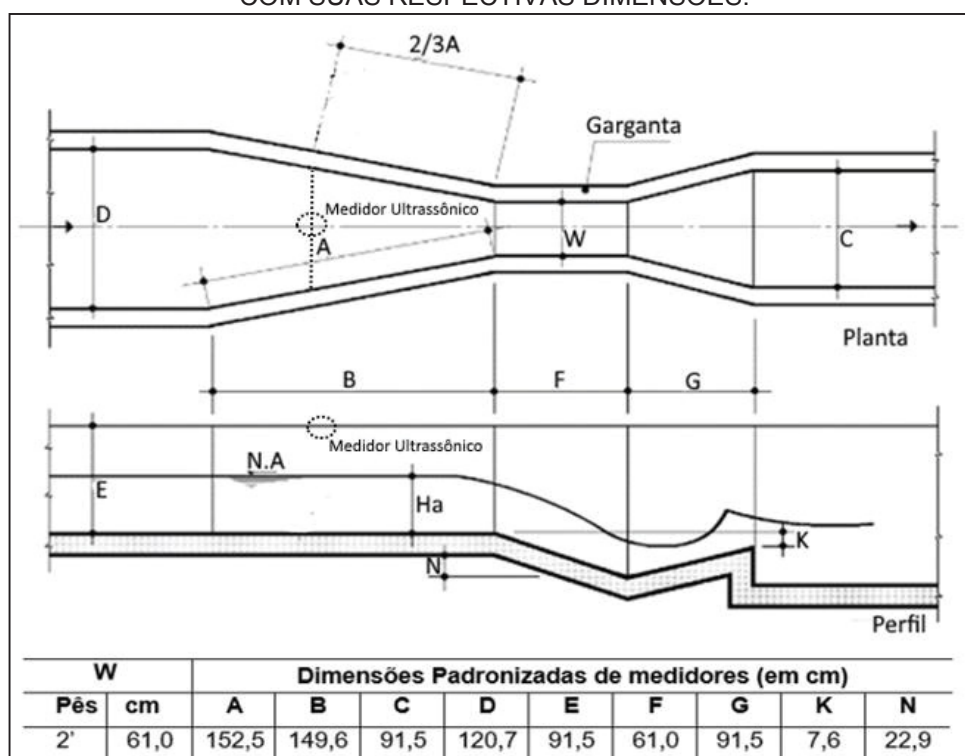
OBS: (1) Medidor de Vazão de Esgoto; (2) Medidor Online de Concentração de DQO; (3) Medidor de Vazão de Biogás; (4) Analisador de Qualidade de Biogás; (5) Queimado enclausurado.

O termo sensor é adotado por ser amplamente difundido na área de engenharia, mas se define sensor como o dispositivo que indica a presença de um fenômeno, sem necessariamente fornecer um valor de uma grandeza associada (BIPM, 2012). O termo *sensor* é equivalente ao termo *sistema de medição* definido como conjunto completo de instrumentos de medição e outros equipamentos acoplados para executar uma medição específica, para a seguinte pesquisa o termo “sonda” também é equivalente.

3.2.2. Medidor de Vazão de Esgoto

A ETE em estudo conta com um medidor de vazão de canal aberto, tipo Calha Parshall, construída em concreto. Na Figura 8 é apresentado um desenho esquemático da Calha Parshall utilizada na estação com as suas respectivas dimensões padronizadas conforme A norma vigente no Brasil é a norma Medição de vazão de líquidos em canais abertos, Calhas Parshall e SANIIRI NBR/ISO9826:2008. Destaca-se que a Calha Parshall em questão possui largura de garganta (W) igual a 61 cm.

FIGURA 8 – DESENHO ESQUEMÁTICO DA CALHA PARSHALL DA ETE EM ESTUDO COM SUAS RESPECTIVAS DIMENSÕES.



FONTE: Adaptado de AISSE (2000) citando Azevedo Neto (1973).

Para a leitura do nível de esgoto, na Calha Parshall, a ETE possui um medidor ultrassônico da marca Nivetec, modelo SPA 390, série Easy Treck, com resolução de $\pm 0,2\%$ e saída com sinais analógicos padrão 4-20 mA. A utilização desse medidor proporciona facilidade de instalação e praticidade de manutenção, pois, como o sensor não entra em contato direto com o esgoto, não há problemas de incrustações. O medidor ultrassônico está instalado a 101,65 cm de distância do início da garganta, sendo esse valor equivalente a $2/3$ do comprimento da parede convergente da Calha Parshall (FIGURA 9).

FIGURA 9 – MEDIDOR ULTRASSÔNICO INSTALADO NA CALHA PARSHALL DA ETE EM ESTUDO



3.2.3. Medidor Online de Concentração de DQO

O sistema de medição *online* da concentração de matéria orgânica (DQO) é composto por sonda e unidade controladora, da marca *sc:can*, modelo *Carbolyser*. Mede concentrações entre 0 e 3250 mg DQO L⁻¹, além de DQO filtrada e Sólidos Suspensos Totais, através de espectrometria UV/VIS.

O instrumento foi instalado dentro da ETE supracitada, de forma a possibilitar a avaliação do esgoto afluyente e efluente aos reatores UASB. Para tanto, empregou-se um sistema automatizado que possibilitou o bombeamento das amostras de esgoto afluyente e efluente aos reatores (FIGURA 10).

FIGURA 10 - MEDIDOR *ONLINE* MODELO CARBOLYSER E CONTROLADOR CON::LYTE, INSTALADO NA ETE

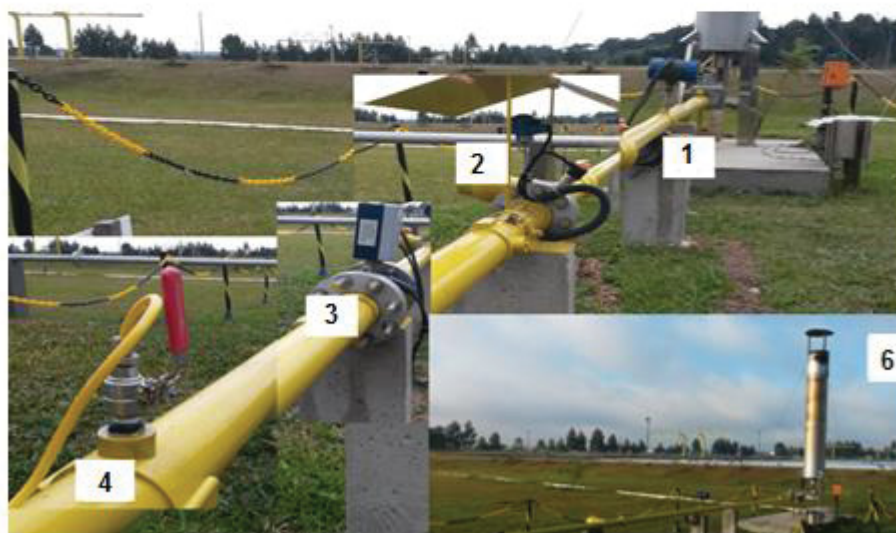
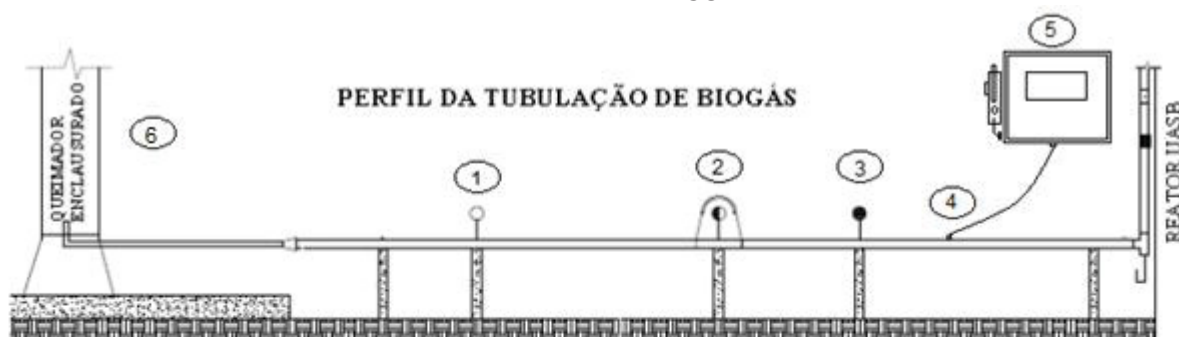


O controlador con::lyte, por sua vez, processa as informações registradas pela sonda e permite visualizar 4 parâmetros em paralelo, viabilizando a transmissão *online* de dois parâmetros para o sistema de telemetria que armazena em tempo real os dados de todo o sistema de medição, os dados podem ser visualizados num site contratado. Os outros dois parâmetros sinalizados no con::lyte podem ser só visualizados na tela do controlador.

3.2.4. Medidores de Vazão de Biogás

Na Figura 11 consta o desenho esquemático de instalação dos equipamentos utilizados na medição do biogás procedente dos reatores UASB.

FIGURA 11 –TUBULAÇÃO DE BIOGÁS E LOCALIZAÇÃO DOS EQUIPAMENTOS DA MEDIÇÃO NA ETE PADILHA SUL

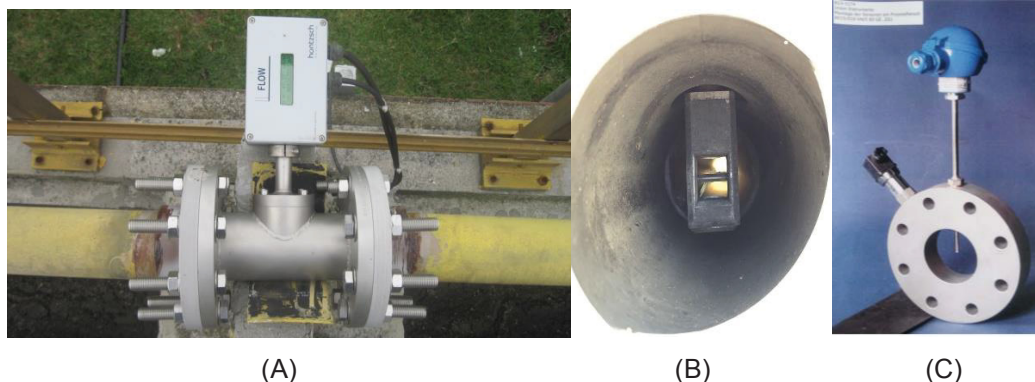


OBS: (1) Medidor de Vazão de Biogás que utiliza técnica de Dispersão térmica; (2) Transmissores de pressão e temperatura para normalização do gás; (3) Medidor de Vazão de Biogás que utiliza técnica de Vortex; (4) Ponto de Coleta de Biogás; (5) Analisador de Qualidade de Biogás; (6) Queimador enclausurado.

3.2.4.1. Medidor baseado na técnica Tipo Vórtice

O sistema de medição da vazão de biogás é composto por unidade de medição tipo vórtice, medição de temperatura e pressão, marca Hontzsch. Como vantagens o medidor não possui partes móveis tem alta acurácia e resistência à corrosão, além de ter baixa perda de carga. Sua faixa de medição é 2,8 a 212 m³/h para DN 50, 7,2 a 724 m³/h para DN 80 e foi instalado na tubulação da saída do biogás (FIGURA 12).

FIGURA 12 - MEDIDOR DE VAZÃO DE BIOGÁS TIPO VORTEX

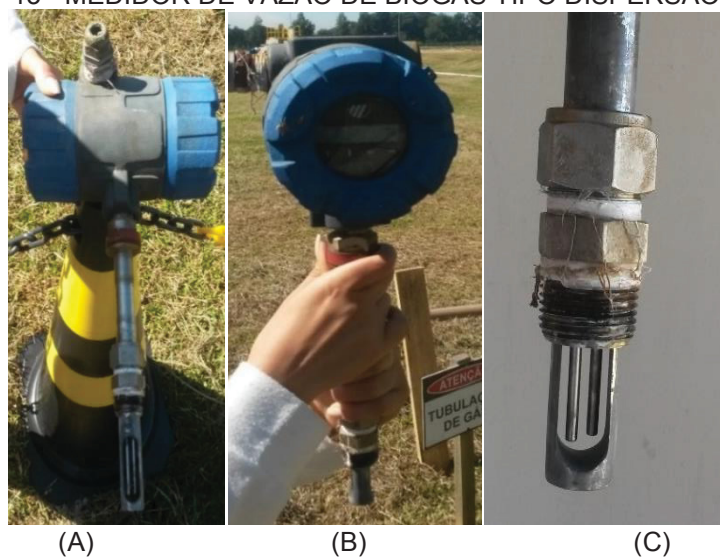


OBS.: (A) MEDIDOR LOCALIZADO NA LINHA COLETORA DE BIOGÁS; (B) OBSTÁCULO INTERNO PARA FORMAR O VORTICES DENTRO DA TUBULAÇÃO; (C) TRANSMISSORES DE PRESSÃO E TEMPERATURA PARA NORMALIZAÇÃO DO GÁS.

3.2.4.2. Medidor baseado na técnica de dispersão térmica

Para monitoramento da vazão de biogás, foi utilizado um transmissor por dispersão térmica Magnetrol modelo Thermathel TA2 (FIGURA 13), aparelho formado, basicamente, por dois sensores de temperatura (inseridos no fluxo de gás) e um aquecedor.

FIGURA 13 - MEDIDOR DE VAZÃO DE BIOGÁS TIPO DISPERSÃO TERMICA



OBS: (A) MEDIDOR DE VAZÃO VISTA LATERAL; (B) MEDIDOR DE VAZÃO VISTA FRONTAL; (C) SENSORES DE MEDIÇÃO E REFERÊNCIA TERMICOS

3.2.5. Analisador de Qualidade de Biogás

O analisador de biogás Multitec® BioControl da Sewerin é um sistema de medição único composto por uma unidade fixa e um dispositivo de medição portátil, desenvolvido para unidades de produção de biogás de pequena e média dimensão, aterros, estações de tratamento de águas residuais e de compostagem.

O Multitec é um equipamento para a medição da composição dos gases produzidos durante o processo biológico, o dispositivo utiliza sensores infravermelhos seletivos para a medição do CH₄ (0 a 100% Vol.), CO₂ (0 a 100% Vol.) E sensores eletroquímicos para os gases O₂ (0 a 25,0% Vol.) e H₂S (0 a 2000 ppm) (Figura 14).

FIGURA 14 - ANALISADOR PORTÁTIL DE BIOGÁS



(A)

(B)

OBS: (A) EQUIPAMENTO MULTITEC 545; (B) BIOCONTROL.

O módulo fixo do BioControl monitora e regista automaticamente os dados da qualidade do gás de forma contínua num máximo de dois pontos de medição. Como vantagens precisa de baixa manutenção, permite ser calibrado e ajustado automaticamente com gás de teste (opcional). Pode ser facilmente removido da estação de encaixe e facilmente enviado ou transportado para manutenção.

Com o equipamento foi possível medir e monitorizar automaticamente a composição do biogás que passa através da tubulação que recolhe o gás gerado pelos 6 reatores da estação. O aparelho de medição de gás detecta sequencialmente as composições do gás na tubulação. Os componentes do gás foram medidos no Multitec 545, instalado no Biocontrol, assim os valores são transmitidos ao BioControl através de uma interface. Destaque-se, o equipamento não permite a calibração de pesos e medidas.

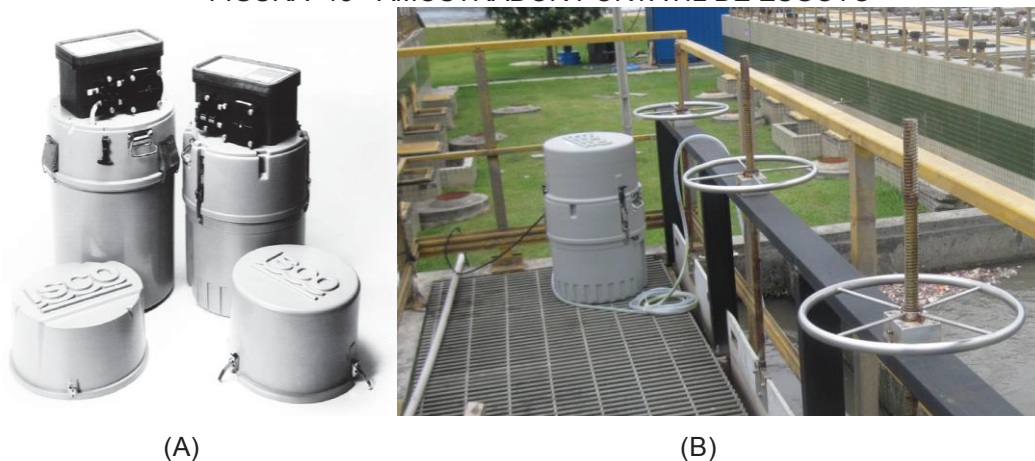
Foram verificadas as condições mínimas recomendadas pelo fabricante, para garantir que o biogás passe livremente pelas mangueiras, evitando que elas operem dobradas, com furos ou

obstruções. O Analisador foi instalado num lugar ao resguardo do sol, para garantir que o Multitec 545 trabalhe dentro das temperaturas sugeridas.

3.2.6. Amostrador Portátil de Esgoto

Utilizou-se o equipamento Portable Sampler 3710, para as coletas do afluente e efluente, para períodos de 12 e 24 h. O Portable Sampler 3710, da Teledyne Isco, é um equipamento robusto, que pode ser usado em lugares de difícil acesso. Pode ser programado para a coleta de 1 até 24 mostras, tendo a capacidade variável de amostragem de volume, de 10ml até 1 litro, fornecendo informações da amostra precisas. A condutividade da amostra a viscosidade, a temperatura e a composição não afetam a sua detecção (FIGURA 15).

FIGURA 15 - AMOSTRADOR PORTÁTIL DE ESGOTO



OBS.: (A) PORTABLE SAMPLER 3710 DA TELEDYNE; (B) LOCALIZAÇÃO DO AMOSTRADOR NA CAIXA DE DISTRIBUIÇÃO DE ESGOTO NOS REATORES UASB.

FONTE: www.isco.com

3.3. MÉTODOS

3.3.1. Princípios da Medição das Variáveis de Esgoto e o Biogás

Para um ótimo funcionamento dos equipamentos foi preciso que todos os procedimentos operacionais e atividades de limpeza, lubrificação e manutenção se encontrarem ao dia. O primeiro passo foi verificar com a ajuda do pessoal especializado que as conexões eletromecânicas dos equipamentos a testar fiquem dentro dos padrões exigidos pelo fabricante, para garantir um correto funcionamento. O segundo passo é determinar se as manutenções, cujas frequências são recomendadas pelos fabricantes, estão em dia. Para Terceiro passo é determinar se os equipamentos tem uma calibração, em data, a calibração pode ser feita pelo fabricante ou pode ser feita depois de entrar na operação. E por último o quarto passo é determinar se as recomendações feitas pelos fabricantes são suficientes para o ótimo desempenho do equipamento adotado a realidade do esgoto

brasileiro. Para isso realizaram-se visitas de campo periódicas. Os equipamentos estão indicados na Tabela 8.

TABELA 8 - RESUMO DOS EQUIPAMENTOS DE MEDIÇÃO NA ETE PADILHA SUL

Componente Medido	Método de Medição	Faixa de medição	Equipamento
Vazão do esgoto	Ultrassônico	0,2 a 25 m de lamina para líquidos	TRANSMISSOR DE NÍVEL E VOLUME ULTRASSÔNICO SÉRIE EASYTREK
Vazão de Biogás	Pressão diferencial	2,8 a 212 m ³ h ⁻¹	Medição tipo vortex ou Dispersão Térmica
Qualidade Biogás CH ₄	Infravermelho	0 a 100 vol.-%	ANALISADOR DE QUALIDADE DE BIOGAS Multitec® BioControl da Sewerin
H ₂ S	Eletroquímico	0 a 10000 ppm	
O ₂	Eletroquímico	0 a 25 _Vol.-%	
CO ₂	Infravermelho	0 a 100 Vol. %	
DQO	Espectrometria UV/VIS.	0 a 3250 mg L ⁻¹	MEDIDOR ONLINE DE CONCENTRAÇÃO DE DQO e SST (CARBOLYSER,S::CAN)
Sólidos Suspensos Totais	Espectrometria UV/VIS.	0 a 3000 mg L ⁻¹	

3.3.2. Análise dos dados estimados

Os resultados foram analisados por meio da estatística descritiva, com ferramentas estatísticas como porcentagem de erro médio, gráficos de boxplot, gráficos de dispersão, regressão linear (LR). Os dados brutos foram tratados analisados para identificação de *outliers* (método da amplitude interquartis). A independência foi verificada através do teste de autocorrelação Box-Ljung (LJUNG E BOX, 1978) e o teste Shapiro-Wilk da normalidade (SHAPIRO E WILK, 1965), para um nível de significância de 0,05, o valor de *p* dos testes de Shapiro-Wilk e Box-Ljung é maior que 0,05.

Além a avaliação foi efetuada por uma série de parâmetros estatísticos (LEGATES *et al.*, 1999; KRAUSE *et al.*, 2005; MORIASI *et al.*, 2007). Não é aconselhável utilizar apenas parâmetros de correlação (LEGATES *et al.*, 1999; BRITTO *et al.*, 2014), sublinham que o coeficiente de determinação, R^2 , (Equação 9) frequentemente utilizado, pode assumir valores elevados em modelos pouco eficientes. Este parâmetro é insensível a desvios sistemáticos (desvios aditivos ou multiplicativos) e é excessivamente afetado por valores extremos elevados, pelo facto de ter em consideração o quadrado dos desvios. Esta questão verifica-se em todos os parâmetros que recorrem ao quadrado dos desvios, podendo ser preferível o recurso a parâmetros que, por oposição, recorram ao módulo dos desvios (LEGATES *et al.*, 1999).

Brito *et al.* (2014) e Lepot *et al.* (2016) testaram a aplicação de vários critérios de eficiência em modelos usando espectroscopia UV-Vis in situ para estimar DQO e SST, tendo concluído que nenhum dos parâmetros estudados identifica, isoladamente, o desempenho do modelo em todas as suas vertentes. Sugerem a determinação de mais de um critério de avaliação, para além do erro quadrático médio absoluto ou relativo. Legates *et al.* (1999) e Moriasi *et al.* (2007) recomendaram também a

utilização de pelo menos um parâmetro estatístico adimensional e um parâmetro relativo ao erro absoluto.

Destaca-se o erro quadrático médio (*RMSE*, *root mean squared error*), que quantifica a variância dos resíduos e é expressa nas mesmas unidades da grandeza em estudo (Equação 10). O erro quadrático médio relativo (*RMSE_{rel}*, *relative root mean squared error*) determina a magnitude do erro, em percentagem, e pode ser obtido a partir da equação (11). Este parâmetro permite comparar grandezas com unidades ou magnitudes diferentes.

De entre os critérios de eficiência testados por Krause *et al.* (2005), Brito *et al.* (2014) e Lepot *et al.* (2016) salientam-se *RSR* (*error standard ratio*, razão entre o erro quadrático médio e o desvio padrão da amostra) (Equação 12). O *RSR* relativiza o *RMSE* relativamente à dispersão (MORIASI *et al.*, 2007). Também se utilizou o teste de *t*-Student presumindo variâncias equivalentes, com nível de significância de 0,05, teste bilateral, para comparar resultados obtidos com o sistema de medição instalado na ETE e com as análises laboratoriais, as notações utilizadas nas equações são apresentadas na Tabela 9.

TABELA 9 – ANÁLISE DOS DADOS: MÉTODOS DE AVALIAÇÃO ESTATÍSTICOS UTILIZADOS

Critério	Equação	Nome
$R^2 = \left\{ \frac{[\sum_{i=1}^M (P_i - \bar{P}) x (p_i - \bar{p})]}{\sqrt{\sum_{i=1}^M (P_i - \bar{P})^2 \sum_{i=1}^M (p_i - \bar{p})^2}} \right\}^2$	Equação 9	Coeficiente de determinação (R^2)
$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^M (P_i - p_i)^2}{M}}$	Equação 10	Erro quadrático médio (RMSE)
$RMSE_{REL} = \left(\frac{RMSE}{\bar{p}} \right) \times 100$	Equação 11	Erro quadrático médio relativo (RMSE _{REL})
$RSR = \frac{RMSE}{S_O} = \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^M (P_i - p_i)^2}}{\sqrt{\sum_{i=1}^M (p_i - \bar{p})^2}}$	Equação 12	Índice padrão de erro (RSR)

OBS: M é o número de amostras, p_i é a concentração (mg.L⁻¹), P é a concentração prevista (mg.L⁻¹), \bar{p} e \bar{P} são os valores médios das concentrações laboratoriais e previstas respectivamente (mg.L⁻¹), S_O o desvio padrão dos valores observados.

Os parâmetros apresentados na tabela 9 têm como objetivo comparar as diferentes técnicas de medição dos equipamentos localizados na ETEs, avaliar o efeito de alterações, e, em última instância, apoiar a decisão de os aceitar ou rejeitar o uso do equipamento (MORIASI *et al.*, 2007).

Assim, foram definidos claramente os limites de classificação de cada critério. Estes limites estão geralmente associados a uma escala de qualidade, que permite a comparação em, por exemplo, *Bom* ou *Muito Bom*. Moriasi *et al.* (2007), Brito *et al.* (2014), Lepot *et al.* (2016) efetuaram uma compilação de diferentes estudos e propuseram limites de classificação para os critérios, R^2 , *RSR*, *RMSE_{REL}*.

Utilizou-se como diretrizes os valores apresentados em Brito *et al.* (2014) propuseram classificações de desempenho para $RMSE_{REL}$: Muito bom (até 5%), Bom (acima de 5% até 10%), Satisfatório (acima de 10% até 20%) e Insatisfatório (acima de 20%).

Moriasi *et al.* (2007), recomendam a classificação de Muito bom (de 0,0 até 0,5), Bom (acima de 0,5 até 0,6), Satisfatório (acima de 0,6 até 0,7) e insatisfatório (acima de 0,7). Poucas recomendações foram encontradas na literatura para classificação Coeficiente de determinação, decidiu-se utilizar como diretrizes os valores: Muito bom (acima de 0.8 até 1.0), Bom (acima de 0.6 até 0.8), Satisfatório (acima de 0,5 até 0,6), Insatisfatório (até 0,5). A Tabela 10 Sumariza os limites dos critérios supracitados.

TABELA 10 - LIMITES DE CLASSIFICAÇÃO DOS CRITÉRIOS DE EFICIÊNCIA E COMPARAÇÃO PARA OS EQUIPAMENTO ENVOLVIDOS NAS MEDIÇÕES DA ETE

Limites de classificação	Coeficiente de determinação	$RMSE_{REL}$	RSR	<i>T Student</i>
Muito Bom	1,0 - 0,8	<5	0.0–0.5	Presumindo Medias equivalentes, com nível de significância de 0,05, teste bilateral.
Bom	0,8 - 0,6	5% -10%	0.5 - 0.6	
Satisfatório	0,6 - 0,5	10% - 20%	0.6 - 0.7	
Não Satisfatório	$\leq 0,5$	> 20%	≥ 0.7	

3.3.3. Procedimento para cumprir com o Objetivo Específico Nº 1

Na sequência se descreve o procedimento seguido para avaliar o uso de sensor na medição da DQO e os SST do esgoto doméstico, de entrada e saída, em uma estação de tratamento que emprega reatores de fluxo ascendente em manta de lodo.

Os procedimentos efetuados para as análises de DQO e SST seguiram o *Standard Methods* (APHA, 2012), sendo utilizados os laboratórios da SANEPAR e o Laboratório de Engenharia Ambiental Professor Francisco Borsari Netto – LABEAM, do Departamento de Hidráulica e Saneamento – DHS da UFPR. As escolhas dos parâmetros avaliados no esgoto, código, unidade, tipos de amostragens e local de coleta são indicados na Tabela 11.

TABELA 11 - ANÁLISES PARA CARACTERIZAÇÃO DO ESGOTO E ANÁLISES DO DESEMPENHO DO SISTEMA DE MEDIÇÃO DE DQO E SST

Análise*	Código	Unidade	Amostragem	Local
DQO	5220	mg L ⁻¹	Pontual Composta	Entrada e saída do reator
Sólidos Suspensos Totais	2540	mg L ⁻¹	Pontual Composta	

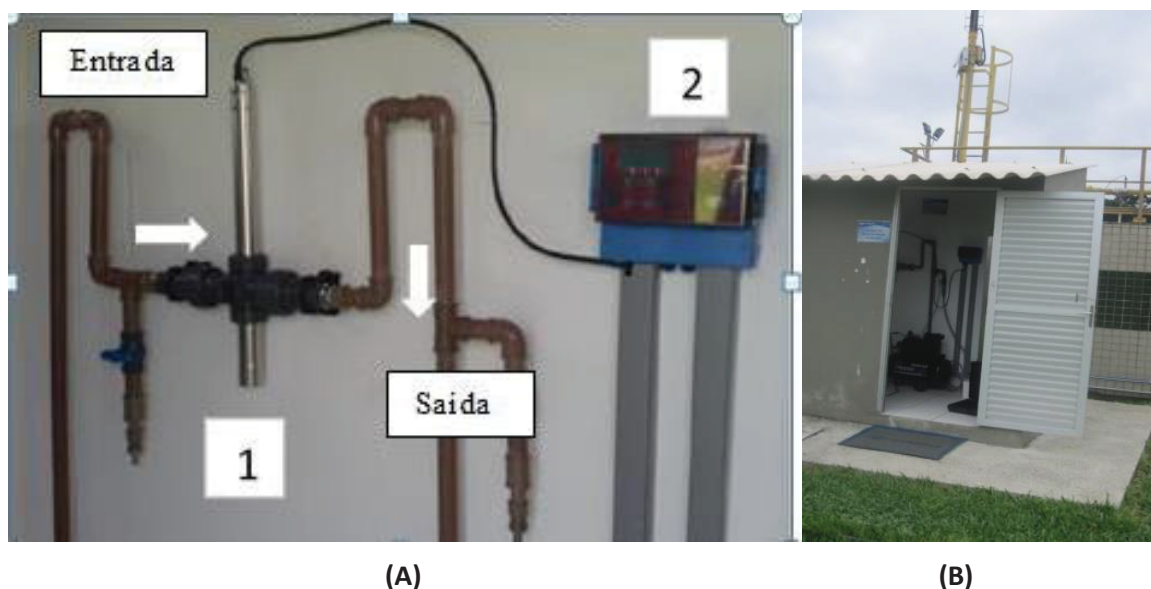
A preservação, transporte e armazenamento das amostras para a caracterização do esgoto e o gás seguiram as especificações detalhadas pelo procedimento *Preservation and Storage* 9060 B. definida pelo *Standard Methods* (APHA, 2012).

O amostrador automático programou-se de acordo com a necessidade da amostragem dos parâmetros. Realizou-se amostragem automatizada, para coletar 1 litro de amostra, com uma frequência de 1 hora, com intervalos de tempo de 12h ou 24 h.

O sistema de medição Sonda Carbolysen tem um comprimento de 0,6 m e 44 mm de diâmetro, consegue trabalhar com comprimentos de onda entre 200 nm e 750nm e utiliza uma lâmpada de xênon. Para o cálculo da DQO_{total}, por exemplo, a absorbância é verificada ao longo do comprimento de onda entre 250 e 370 nm do espectro eletromagnético. A FIGURA 16 ilustra esquematicamente o sistema de medição.

O instrumento foi instalado dentro da ETE supracitada, de forma a possibilitar a avaliação do esgoto afluente e efluente aos reatores UASB. Para tanto, empregou-se um sistema automatizado que possibilitou o bombeamento alternado de amostras de esgoto afluente e efluente aos reatores.

FIGURA 16 - ESQUEMA DO SISTEMA DE MEDIÇÃO DQO (SONDA).



OBS: (A) Esquema da instalação da sonda de DQO (1) Sonda Carbolysen (espectrômetro), (2) Display controlador do Equipamento; (B) Localização do sistema de medição completo ao lado dos reatores UASB

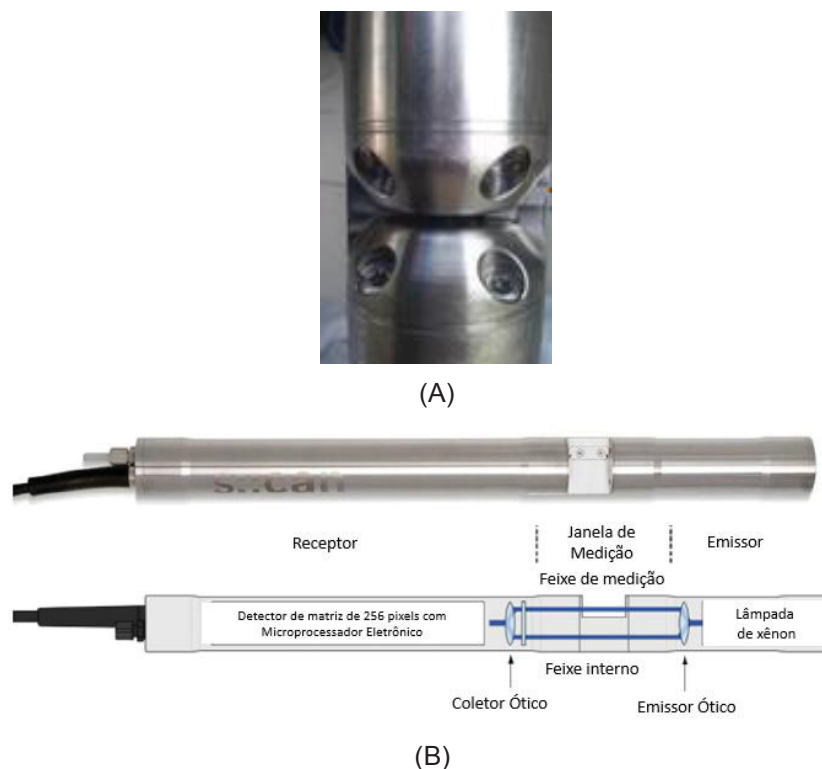
FONTE: HERNANDEZ *et al.* (2017)

A metodologia aplicada nas sondas espectrométricas da s::can é baseada na absorção de luz ultravioleta (UV) e luz visível (VIS). Para tal medição, a sonda tem duas janelas que se encontram opostas dentro de uma lacuna de medição. Segundo o fabricante a medição existe duas vias de luz: a via interna (feixe interno) e via pelo meio (feixe de medição).

O percurso do feixe interno serve para registrar o espectro de luz sem absorbância; enquanto isso, no percurso pelo meio, certa quantidade de luz é absorvida, garantindo que a luz chegue ao

detector com intensidade enfraquecida. A sonda posse uma faixa nas distâncias nas janelas de medição, para a pesquisa foi utilizada uma abertura de 2mm (Figura 17).

FIGURA 17 - JANELA DE MEDIÇÃO DA Sonda E ESQUEMA DA Sonda



OBS: (A) Sonda CARBOLYSER EVIDENCIA-SE ABERTURA DE 2 MM UTILIZADA; (B) ESQUEMA GERAL DO EQUIPAMENTO

FONTE: Adaptado de LANGERGRABER *et al.* (2004) e BRASIL (2017)

3.3.3.1 Métodos de calibração e comparação com análises laboratoriais

Para a calibração, foi necessário realizar coletas de amostras de esgoto, é comparar os valores do sistema de medição *online* com as análises em laboratório. Segundo os procedimentos preconizados no *Standard Methods* (APHA, 2012). Assim, em nível laboratorial, a DQO foi determinada com o auxílio do método colorimétrico, com a transferência das amostras para um frasco de digestão a 150 °C, durante 2 horas. A leitura da absorbância foi realizada a 620 nm, em um espectrofotômetro de bancada DR6000, sendo que a DQO foi calculada a partir de uma curva de calibração previamente conhecida.

3.3.3.2. Calibrações do Sistema de Medição

Na sequência são explicados os princípios da calibração e limpeza, para a sonda carbolyser. A faixa de concentração dos parâmetros depende, ainda, do tipo de meio que é definido pela curva inserida no equipamento para interpretar os parâmetros específicos. As curvas utilizadas são produto

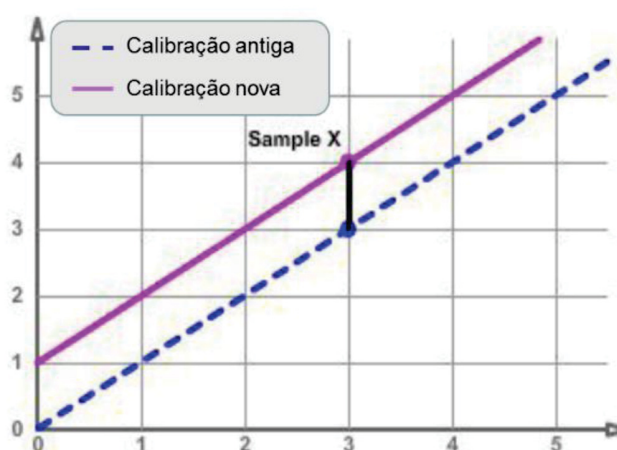
de diferentes trabalhos desenvolvidos com mais de 300000 amostras em escala internacional. (LANGERGRABER *et al.*, 2004; GRUBER *et al.*, 2006; LEPOT *et al.*, 2016; BRASIL, 2017).

A sonda possui uma curva de Calibração Global, para ler no afluente a DQO_{total} , no efluente DQO_{total} , SST e Temperatura. Expressão matemática, introduzida de fábrica, que interpreta e transforma a absorbância medida para cada parâmetro nas faixas de seus comprimentos de ondas específicos em concentração, em outras palavras, a curva de calibração global aglomera uma particular escolha de parâmetros que podem ser lidos na base de sua matriz.

O dispositivo permite corrigir valores afastados de a sua curva global, mediante correções de sua curva global, procedimentos chamados de calibração local *off set*, calibração local linear. (PROBIOGÁS, 2016)

A calibração *offset*, também chamada de um ponto, é recomendada nos casos em que exista uma diferença constante nas absorções. Precisa-se uma análise comparativa entre o valor da absorbância e a análise no laboratório (FIGURA 18).

FIGURA 18 - GRÁFICO TÍPICO DA CALIBRAÇÃO OFFSET



FONTE: s::can (Áustria) <http://s-can.at/>

A calibração Local Linear foi desenvolvida pelo fabricante para quando a discordância entre os valores da sonda e os de laboratório não é representável mediante uma correção rápida ou calibração *Offset*, realizam-se pelo menos com duas leituras de amostras, tentando que as duas mostras fiquem nos pontos máximos e mínimos da faixa do parâmetro avaliado (FIGURA 19).

FIGURA 19 - GRÁFICO TÍPICO DA CALIBRAÇÃO LOCAL LINEAR



FONTE: s::can (Áustria) <http://s-can.at/>

As sondas espectrométricas carbo::lyser vêm equipadas com sistema de autolimpeza que utiliza ar comprimido, empregando pressão de 3 a 5 bar, limpeza com um tempo estimado de 5s duração sendo o ar comprimido livre de óleos, graxas e partículas. Os sistemas de limpeza do ar são um requisito muito importante para a confiabilidade dos dados fornecidos, ele procura, reduzir o acúmulo de impurezas na janela de medição, (para o caso de estudo janela de 2 mm). O fabricante recomenda realizar uma limpeza manual do dispositivo, mas não especifica a frequência a seguir, no manual fornecido lista uma série de líquidos que podem ajudar com a limpeza. Para a autolimpeza, foi empregado um compressor é controlado pelo con::lyte, em que é possível visualizar e alterar os intervalos de limpeza da sonda.

3.3.3.3 Planejamento experimental

Amostras para medir a Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Sólidos Suspensos Totais (SST) foram coletadas, armazenadas, transportadas e analisadas conforme Standard Methods (APHA, 2012). A Tabela 12 contém os cenários propostos para o cumprir com a avaliação do uso do sensor na medição da DQO e dos SST do esgoto doméstico na entrada e saída do UASB.

Na Tabela 12, a Coluna (A), chamada de Cenário, corresponde o número de campanha feita, a Coluna (B), descreve o período quando foi decorridas as mostras, Coluna (C), menciona o esgoto coletado do reator, Coluna (D), apresenta o tipo de calibração utilizada pela sonda carbo::lyser, Coluna (E) refere se a sonda foi desmontada ou não para a medição, sendo *In situ* quando a sonda não foi desmontada de seu suporte. Coluna (F) relata o parâmetro avaliado (DQO ou STT), Coluna (G) expõe o tipo de amostra coleta (pontual/composta)

TABELA 12 - PROCEDIMENTOS PARA A AVALIAÇÃO DOS PARÂMETROS DA SONTA

Cenário (A)	Período de Coleta (B)	Objetivo	Entrada Saída do Reator (C)	Tipo de Calibração (D)	Lugar da medição (E)	Parâmetro Avaliado* (F)	No de Coletas	Tipo de Amostra (G)
0	Novembro 2017	Avaliar o comportamento da sonda na medição da DQO comparando contra uma solução sintética preparada no laboratório	-	Global	<i>Off situ</i>	DQO	10	-
1	Novembro 2016	Comportamento do Sistema de medição drif (Limpeza)	Afluente	Global	<i>In situ</i>	. DQO _{total} Afluente	Aflu 24	Pontual horária*
2	Jan - 2016	Avaliar o uso da sonda para as 3 calibrações disponíveis	Afluente	Global	<i>In situ</i>	1. DQO _{total} Afluente	30	Pontual horária*
	Dez 2016			Local Off Set			9	
				Local Linear			5	
	Jan 2016		Efluente	Global		2. DQO _{total} Efluente	12	
	Jun 2017			Local Off Set			23	
				Local Linear			20	
3	Janeiro 2018	Avaliar o uso da sonda para SST	Afluente	Global	<i>In situ</i>	SST	Aflu 12	Pontual Horário (8 a 11) am
			Efluente				Eflu 12	

OBS: *Sempre comparando com os procedimentos do *Standard Methods* para DQO e SST

Para o cenário (0) foram preparadas soluções (padrão) de biftalato de potássio ($C_4H_5KO_4$), as soluções de DQO padrão foram preparadas a partir de água destilada e uma solução de DQO de 1000 mg.L^{-1} . Decidiu-se construir uma curva de comparação com as soluções de DQO preparadas com concentrações de: 100 mg.L^{-1} , 200 mg.L^{-1} , 300 mg.L^{-1} , 400 mg.L^{-1} , 500 mg.L^{-1} , 600 mg.L^{-1} , 700 mg.L^{-1} , 800 mg.L^{-1} , 900 mg.L^{-1} . Para a estimativa das DQO com a sonda, procedeu-se, mergulhar a sonda com cada solução padrão, garantindo que a janela de medição ficasse submersa na mostra. O procedimento de medição foi da menor para a maior concentração.

3.3.4. Procedimento para cumprir com o Objetivo específico N° 2

3.3.4.1 Vazão de Biogás

Para monitoramento da vazão de biogás, foram utilizados, um transmissor por dispersão térmica Thermathel® e o medidor de vazão do tipo vórtice da marca Hontzsch, os quais foram instalados na tubulação de saída do biogás produzido por os reatores. As leituras aferidas foram

normalizadas utilizando-se medidores de temperatura e pressão, que também foram instalados na linha de saída do gás.

O medidor do tipo vórtice, foi configurado para fornecer sinais analógicos padrão 4-20 mA, os quais foram monitorados em intervalos de 5 minutos. Os valores mensurados foram transmitidos para um banco de dados (Komvex-Scadaweb) e, posteriormente, tratados em planilhas eletrônicas. No caso do medidor por dispersão térmica, a leitura foi registrada de forma manual ou armazenada em um aquisitor de dados (MasterLogger A202, Contemp). Para mensuração da vazão de esgoto, utilizou-se o medidor ultrassônico de nível instalado na Calha Parshall, seguindo o estabelecido por Duarte *et al.* (2017).

Foi realizado a análise da confiabilidade da transmissão dos dados, comparando os valores mostrados nos visores de cada equipamento (Sonda, Medidor de vazão de biogás e medidor de qualidade biogás) no banco de dados *online* (komvex), para diferentes períodos. Concluiu-se que não havia diferença entre os dados da telemetria e aqueles efetivamente lidos *na estação*. Para os medidores de pressão, temperatura de esgoto não foi possível porque não apresentaram visores.

Os períodos de monitoramento utilizado para o presente estudo foram janeiro 2018 e março de 2018. Para a comparação dos medidores de vazão foram utilizadas dois cenários com 50 leituras e outro com 213 leituras, levantadas nos meses em questão. O tratamento estatístico dos dados foi o mesmo utilizados para a objetivo 1

Na Tabela 13 apresenta-se o resumo do procedimento observado, para a comparação das medições do biogás: a Coluna (A), chamada de Cenário, corresponde a número do procedimento, a Coluna (B) descreve o período decorrido, Coluna (C) menciona o lugar onde o gás é medido, Coluna (D) relata os parâmetros avaliados do biogás, Coluna (E) expõe o número de leituras e a Coluna (F) os equipamento envolvidos.

TABELA 13 - PROCEDIMENTOS PARA A AVALIAÇÃO DOS SENSORES DE MEDIÇÃO DE BIOGÁS, COMPARANDO TRANSMISSOR TIPO VÓRTEX CONTRA O TRANSMISSOR POR DISPERSÃO TÉRMICA

Cenário (A)	Período de Observação (B)	Lugar da Coleta medição (C)	Parâmetro Avaliado Vazão (D)	Número de Leituras (E)	Equipamento (F)
1	Janeiro 2018	<i>In situ, na saída do gases reatores</i>	$\text{Nm}^3 \text{ h}^{-1}$	50	Transmissor tipo vórtex
2	Março 2018			213	Transmissor por dispersão térmica

3.3.4.2 Caracterização quali-quantitativa do biogás e suas relações com o comportamento temporal da carga orgânica

Com a intenção de testar todos os equipamentos envolvidos na pesquisa foi delineado o procedimento experimental, para apresentar comportamento temporal de parâmetros como vazão de esgoto, carga orgânica, vazão de biogás, composição de biogás e suas relações, da ETE.

É preciso mencionar que o parâmetro carga orgânica CO (kg.d^{-1}) foi calculado da relação das medidas horárias dos sensores ultrassônico (vazão) e da sonda (DQO).

Na Tabela 14, constata-se os procedimentos para a caracterização quali-quantitativa do biogás, a Coluna (A), chamada de Coleta, corresponde o número de campanha feita, a Coluna (B), descreve o período quando foi decorridas as mostras, Coluna (C), apresenta o parâmetro avaliado, Coluna (D) relata o número de amostras do período, Coluna (E) o equipamento online empregado na medição. Para todo os parâmetros, o tipo de amostras foi pontual horária.

Assim, a DQO foi analisada tanto com a abordagem tradicional (laboratorial) e com o equipamento de medição descrito no Capítulo 3.2.3, o tipo de calibração utilizada na monitorização foi a Local Lineal. No caso do Biogás, utilizaram-se os medidores de vazão por dispersão térmica e o analisador de qualidade de Biogás, ambos descritos no Capítulo 3.2.4 e Capítulo 3.2.5.

TABELA 14 - PROCEDIMENTOS PARA A CARACTERIZAÇÃO PARAMETROS RELACIONADOS QUALI-QUANTITATIVA DO BIOGÁS

Coleta (A)	Período de Coleta (B)	Parâmetro Avaliado (C)	Número de Leituras (D)	Equipamento (E)
1	Agosto 2018	Vazão de esgoto (L s^{-1})	72	Transmissor de nível e volume ultrassônico
2	Setembro 2018	DQO (mg L^{-1}) Carga Orgânica (kg d^{-1}) Vazão de Biogás ($\text{Nm}^3 \text{h}^{-1}$)	72	Medidor online de Concentração de DQO Transmissor por dispersão térmica
3	Outubro 2018	Concentração de Biogás CH_4 , CO_2 , H_2S , O_2	72	Analisador de qualidade de biogás

O tratamento estatístico foi similar ao usado no decorrer da pesquisa. Utilizaram-se dados operacionais e ambientais recolhidos na estação. O período de monitoramento foram, três campanhas de 3 dias contínuos (horaria), nos meses de agosto, setembro e outubro do ano 2018. Além disso foi estimada a produção específica de biogás, utilizou-se o método de correlação de Spearman, para avaliar as relações da carga orgânica removida, com os parâmetros, vazão de biogás, percentual de CH_4 , percentual CO_2 , concentração de H_2S , para um nível de significância de 0,05.

Os resultados das relações obtidas por médio dos dados coletados na estação, foram comparadas com o modelo teórico proposto por Lobato (2011) que apresenta diferentes perspectivas e/ou cenários, sendo eles: o cenário conservador, no qual a estimativa é pautada em condições de esgoto mais diluído, maior presença de sulfato e menor eficiência de remoção de DQO; cenário otimista, considerando características de um esgoto mais concentrado, uma menor concentração de sulfato e uma elevada eficiência de remoção de DQO; cenário típico, onde são utilizadas condições intermediárias de estimativas (TABELA 15).

TABELA 15 - RELAÇÕES UNITÁRIAS DE PRODUÇÃO DE METANO, BIOGÁS E ENERGIA

Relação unitária	Unidade	Cenário conservador	Cenário Típico	Cenário otimista
Volume unitário de CH ₄ produzido	NL.hab ⁻¹ .dia ⁻¹	6,8	10,2	13,7
	NL.Nm ⁻³ esgoto	42,2	64,2	81,3
Volume unitário de biogás produzido	NL.hab ⁻¹ .dia ⁻¹	9,8	13,6	17,1
	NL.Nm ⁻³ esgoto	60,3	85,6	101,6
Potencial energético unitário	MJ.Nm ⁻³ esgoto	1,5	2,3	2,9
	MJ.Nm ⁻³ biogás	25,1	26,9	28,7
	MJ.hab ⁻¹ .dia ⁻¹	89,7	133,8	179,3

FONTE: Lobato (2011)

3.3.5. Procedimento para cumprir com o Objetivo Específico Nº 3

3.3.5.1. Comparação da vazão de esgoto na Calha Parshall por meio de medição manual e por medidor ultrassônico

Como a medição da vazão na ETE é um procedimento já consolidado, a pesquisa não abordou como um objetivo a avaliação do sensor ultrassônico, mas foi feita uma comparação versus o canal aberto construído na estação. Seguindo o mesmo raciocínio dos objetivos 1 e 2, utilizando as mesmas ferramentas estatísticas.

A leitura manual do nível de esgoto na Calha Parshall foi realizada com o auxílio de uma régua. As medições foram realizadas em um ponto situado a 2/3 do canal de aproximação da garganta, estando esse localizado exatamente onde fica posicionado o medidor ultrassônico envolvido no estudo (FIGURA 6). Ao todo, foram realizadas 43 medições manuais, em diferentes dias, do nível de esgoto.

Como as medidas da Calha Parshall se encontram padronizadas, em Azevedo Neto (1973) em função da dimensão da sua garganta ($W = 61$ cm), adotou-se então a função matemática que expressa a vazão em função da altura, conforme apresentado na Equação 13:

$$Q = K \times H^n \quad (13)$$

onde:

- K e n : constantes que dependem das dimensões da Calha Parshall (para $W = 61$ cm, K deve ser igual a 5.133,6 e n igual a 1,550);
- H : altura medida do nível do fluido na Calha Parshall (em metros).

Já as leituras do nível de esgoto na Calha Parshall, realizadas pelo medidor ultrassônico, eram transmitidas até um computador central da ETE, onde então eram transformadas diretamente em dados de vazão ($L.s^{-1}$).

Desse modo, foram realizadas 43 comparações entre as vazões determinadas manualmente e com o emprego do medidor ultrassônico. Destaca-se que os dados de vazões comparados dizem respeito ao mesmo intervalo de tempo.

3.3.5.2. Cálculo de Incertezas

Para o cálculo da incerteza dos equipamentos, propõe-se primeiramente realizar uma análise crítica a fim de identificar todas as componentes de incerteza, usando um diagrama de causa efeito, tais componentes podem estar atreladas a condições ambientais, operador, equipamentos e padrões utilizados, método de medição, amostragem, incluindo por exemplo problemas mecânicos, de conexões manutenção etc.

O segundo passo será a classificação das incertezas Tipo A e Tipo B. A distribuição de probabilidade de uma incerteza obtida de uma avaliação do tipo B pode tomar uma variedade de formas, mas é em geral aceitável assumir formas geométricas bem definidas para as quais o desvio padrão pode ser obtido facilmente. A incerteza padrão é definida como um desvio padrão e é derivada da incerteza da grandeza de entrada dividindo-a por um número associado à distribuição probabilística assumida. Os divisores para as distribuições mais comuns em aplicações em metrologia são: Normal ($k=2$); Retangular ($\sqrt{3}$); Triangular ($\sqrt{6}$). A distribuição probabilística mais utilizada para representar o comportamento de grandezas de entrada do tipo B é a distribuição retangular.

Para desenvolver o objetivo 3, precisa-se conhecer a confiabilidade dos equipamentos sistema de medição de DQO e SST, além do equipamento de Medição de quantidade e qualidade do biogás. Para isso os objetivos 1 y 2 da pesquisa tem que ser atendidos, fazendo a comparação de medições entre os equipamentos e as análises de laboratório ou equipamento padrão.

As principais características foram experimentalmente obtidas e/ou estimadas de acordo com suas respectivas aplicações. Nesse sentido, foram levantadas as seguintes características, curva de calibração, resolução, repetibilidade, reprodutibilidade, incerteza padrão combinada e incerteza expandida, sempre para um nível de confiança de 95,45%.

O GUM cita que a melhor estimativa do valor do mensurando, na ausência de efeitos sistemáticos, é obtida através da média aritmética de M observações repetidas do mesmo mensurando. Por sua vez, a reprodutibilidade é conceituada como o grau de concordância entre os resultados das medições de um mesmo mensurando, efetuadas sob condições variadas de medição.

Como os sistemas de medição para controle de processo encontravam-se instalados na estação de tratamento de esgoto sanitário que utiliza reatores UASB, utilizou-se o método simplificado, recomendado pela GUM, para estimar a reprodutibilidade com base na execução de N medições e avaliação sobre a amostra na estação, definindo as condições a variar, tais como condições analíticas ou tempo de medição.

As seguintes incertezas obtidas pela análise estatística da série de observações independentes em condições de repetibilidade, foram enquadradas como incertezas Tipo A:

- 1) Medidor de vazão ultrassônico (vazão permaneceu uniforme durante alguns minutos, sua resposta foi consecutivamente mensurada ao longo de 5 vezes).
- 2) Sistema de medição (sonda) de DQO e SST (colocado dentro de um dispositivo disponibilizado pelo fabricante para garantir que a janela de medição da sonda permanecesse submersa, obtendo-se valores por medições no mesmo objeto, ao longo de 5 vezes, por intervalos curtos de tempo e feitas por uma mesma pessoa).
- 3) Medidores de vazão de biogás (os dados foram obtidos num período de tempo onde a vazão permaneceu uniforme durante alguns minutos, sua resposta foi consecutivamente mensurada ao longo de 10 vezes, os medidores permitiram medidas em intervalos de segundos lidos no *display* do medidor).
- 4) Medidor de qualidade de biogás (medições ocorrem com intervalos de 15 minutos e são realizadas em 10 vezes, em ciclos de medição sucessivos).

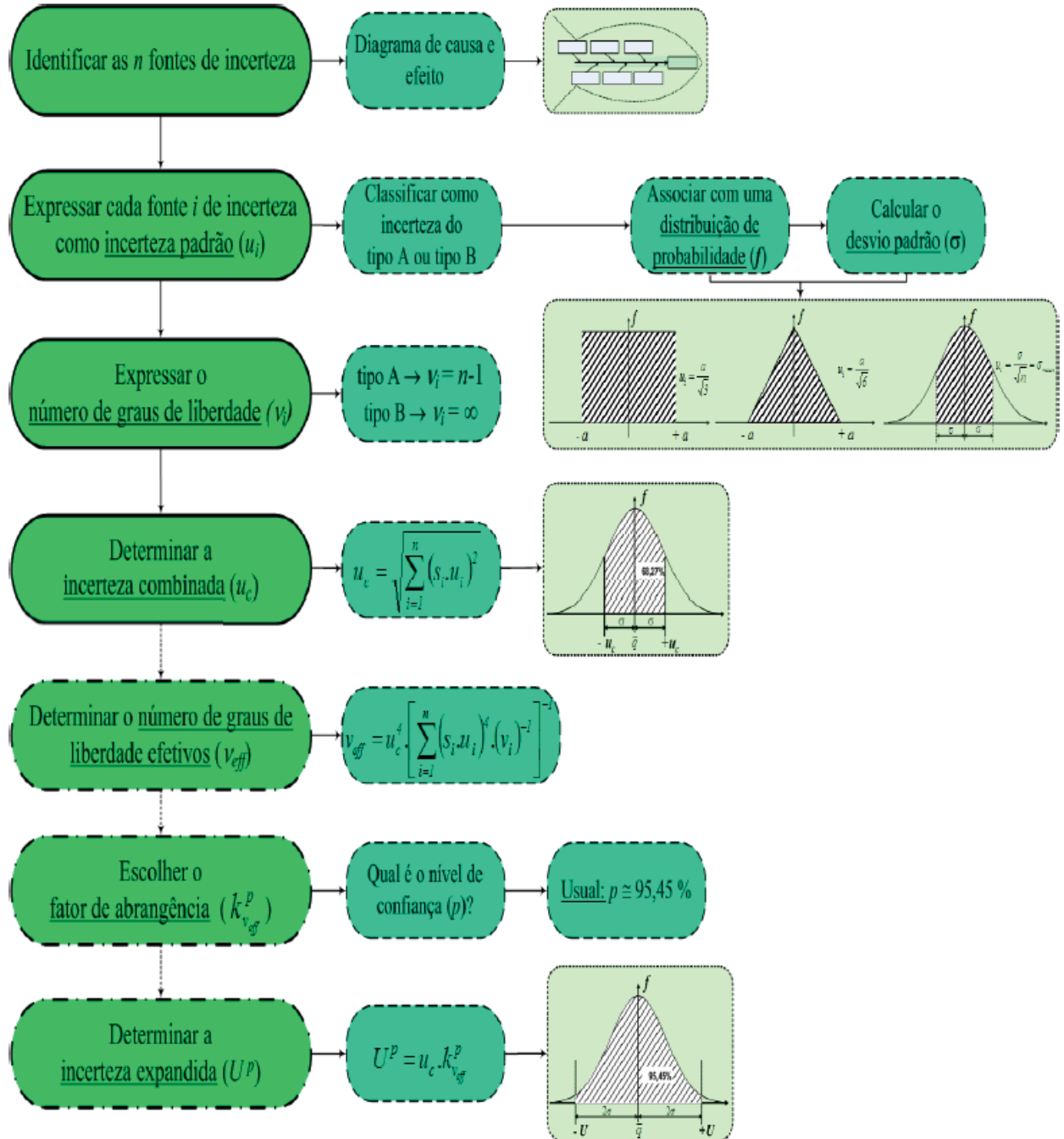
Por sua vez, a reprodutibilidade da medição das grandezas envolve os seguintes aspectos:

- 1) Medidor de vazão de ultrassônico: as precisões foram estimadas a partir de 3 sucessivas medições efetuadas em condições modificadas de operação e tempo (a resposta do medidor foi consecutivamente mensurada ao longo de 3 dias, ou seja, com $M=3$).
- 2) Sistema de medição (sonda) de DQO e SST: associou-se reprodutibilidade à concordância de resultados em condições de ensaios diferentes; para isso, manteve-se o mesmo procedimento da sonda mergulhada no dispositivo, sobre a mesma amostra, variando-se todas as condições de medição, visto que as determinações ocorreram em diferentes dias ($M=3$).
- 3) Medidores de vazão de biogás: as precisões foram estimadas a partir de 3 sucessivas medições efetuadas em condições modificadas de operação e tempo; (a resposta do medidor foi consecutivamente mensurada ao longo de 3 oportunidades).
- 4) Medidor de qualidade de biogás: foi mensurada 3 vezes em condições modificadas, dias diferentes, mantendo o mesmo horário e condição climática.

O resultado da medição com incerteza não deve ser apresentado com um número excessivo de algarismos significativos. Quando se apresenta o resultado com uma incerteza padrão u ou uma incerteza expandida, U , recomenda-se que a incerteza seja apresentada com 2 algarismos significativos e a melhor estimativa do mensurando (valor médio do intervalo de confiança) com um número de casas decimais iguais à da incerteza apresentada (ELLISON e WILLIAMS, 2012).

A Figura 20 apresenta o diagrama que resume os procedimentos adotados para mensurar a incerteza nos equipamentos escolhidos, considerando independência estatística entre as incertezas padrão.

FIGURA 20 - DIAGRAMA REPRESENTATIVO DO MÉTODO DO CÁLCULO DA INCERTEZA



FONTE: Adaptado de POSSETTI (2013a).

3.3.6. Procedimento para cumprir com o Objetivo Específico Nº 4

3.3.6.1. Avaliação econômica do uso do sistema de medição *online* de DQO e SST

Do ponto de vista econômico, a viabilidade de um projeto é determinada por meio de uma análise monetária que comprove que suas receitas esperadas serão benéficas para o projeto. Do ponto de vista da sociedade, no entanto, os benefícios futuros de um projeto têm uma abrangência mais ampla do que apenas a geração de receitas, e podem incluir fatores como o desenvolvimento econômico de um setor, de uma região, melhoria da qualidade de vida, benefícios de redução de tempo de transporte, de acidentes e outros.

É comumente aceito que o custo é tudo aquilo que incide e afeta diretamente no preço de aquisição, produção de um produto ou também definido como o gasto econômico que representa a fabricação de um produto ou a prestação de um serviço. Dependendo do autor os custos podem ter diferentes classificações.

Para Abreu *et al.* (2011) os custos comumente alocados aos produtos, processos ou atividades (através do custeio baseado em atividades – ABC) são matéria-prima, mão-de-obra e custos indiretos de fabricação (como depreciação). Os fatores intangíveis como pesquisa e desenvolvimento (P&D) e custos de aquisição de ativos intangíveis, são considerados despesas do período, não sendo alocados aos produtos ou processos, e estão mais estreitamente relacionados ao aspecto da inovação, que se constitui em inegável vantagem competitiva. O adjetivo “intangível” entende-se como aquilo que não se consegue tanger; que não pode ser tocado; intocável. Que não pode ser percebido através do tato; impalpável (DIEHL, 1997; ABREU *et al.*, 2011).

Considerando que os equipamentos se encontram localizados numa estação de tratamento em escala plena, foi fundamental respeitar as frequências mínimas e máximas de operação praticada pela empresa de saneamento. Portanto, apresentam-se na Tabela 16 os parâmetros recomendados para o controle de reatores anaeróbios. Na coluna A apresenta-se a frequência comumente mencionada na literatura. A frequência mínima atual da estação (Coluna B) e a frequência máxima atual da estação (Coluna C) foram utilizadas durante avaliações relacionadas às pesquisas específicas. A denominada frequência proposta foi sugerida quando do emprego da sonda, para análise de DQO e SST (Coluna D). Neste último caso fica dispensado o uso do amostrador automático.

Atualmente uma ETE de médio porte tem um sistema de gestão que obriga a coleta e análise de 12 amostras por mês, como frequência mínima, e 30 amostras por mês, como frequência máxima. As amostras são enviadas para o laboratório, onde são analisados os parâmetros DQO, DBO, alcalinidade, pH, sólidos sedimentáveis e SST, para a entrada e saída da estação. O sistema de medição com sonda permite a obtenção de valores a cada 5 minutos, que podem ser transmitidos e armazenados para, por exemplo, aumentar a frequência de monitoramento da DQO e SST para o afluente e efluente, diminuindo não só a quantidade de análises feitas atualmente, mas acarretando também em uma economia no transporte das amostras, nas homem-horas empregadas na coleta e na redução do total de reagentes e resíduos químicos. Então se propõe uma frequência horária para os

parâmetros da DQO e SST, aumentando de 12 ou 30 análises de DQO e SST no afluente e efluente do reator, para 720 análises.

Muitos trabalhos têm sido feitos sobre análise econômica de projetos de saneamento, a maioria deles utilizando os principais critérios dessa análise econômica: Valor Presente Líquido (VPL), Taxa Interna de Retorno (TIR), Razão Benefício/Custo (B/C), Valor Anual Equivalente (VAE) e Custo Médio de Produção (CMP) (WERNKE, 2000).

TABELA 16 - PARÂMETROS PARA O CONTROLE DE REATORES ANAERÓBIOS COM A RESPECTIVA FREQUÊNCIA DE AVALIAÇÃO

		FREQUÊNCIA DE MONITORAMENTO			
Parâmetro	Unidade	Literatura ⁽¹⁾ (A)	Frequência Mínima ⁽²⁾ (B)	Frequência Máxima ⁽²⁾ (C)	Proposta (D)
Para controle de eficiência de tratamento					
Sólidos sedimentáveis	mL/L	Diária	3 × semana	1 × dia	Diária
Sólidos suspensos totais	mg/L	Semanal	3 × semana	1 × dia	Horária ⁽³⁾
DQO total	mg/L	Semanal	3 × semana	1 × dia	Horária ⁽³⁾
DBO total	mg/L	Quinzenal	3 × semana	1 × dia	1x semana
Produção de biogás	m³ /d	Diária	-	-	Horária ⁽⁴⁾
Para controle da estabilidade operacional					
Temperatura	°c	Diária	3 × semana	1 × dia	Diária
pH	-	Diária	3 × semana	1 × dia	3 x Dia
Alcalinidade Total	mg/L	Semanal	3 × semana	1 × dia	Diária
Composição do biogás	% (CH ₄ ; CO ₂ ; H ₂ S, O ₂)	Mensal	-	-	Horária ⁽⁵⁾
Quantidade e qualidade do lodo					
Sólidos totais	mg/L	Semanal	Semanal	Semanal	Semanal
Sólidos voláteis totais	mg/L	Semanal	Semanal	Semanal	Semanal
Altura do manto de lodo (m)	m	Mensal	Mensal	Mensal	Semanal
Atividade metanogênica específica	gDQO/gSTV.d	Mensal	-	-	Mensal

OBS: ⁽¹⁾ PROSAB (1999); ⁽²⁾ Informação fornecida pela prestadora de serviços; ⁽³⁾ Uso do sistema de Medição espectrométrico UV-Vis; ⁽⁴⁾ Uso do medidor de vazão de Biogás; ⁽⁵⁾ Uso do equipamento de Qualidade de Biogás.

FONTE: Adaptado de PROSAB (1999), ROSS (2015)

O valor presente líquido (VPL) de um projeto de investimento pode ser definido como a soma algébrica dos valores descontados do fluxo de caixa a ele associado. Em outras palavras, é a diferença do valor presente das receitas menos o valor presente dos custos (EQUAÇÃO 14), Assim:

$$VPL = \sum_{j=0}^n FC_j (1+i)^{-j} - FC_0 \quad (14)$$

Onde:

FC_j = valor atual das receitas;

FC_0 = Fluxo de caixa inicial;

i = taxa de juros;

j = período em que as receitas ou os custos ocorrem; e

n = número de períodos ou duração do projeto.

O sistema de medição do analisador de DQO e SST necessita de um conjunto de bombas para o envio do esgoto, das caixas de distribuição da entrada dos UASB e da caixa de saída dos UASB, até a sonda. Também é necessária a instalação de válvulas solenoides ou válvulas operadas pneumaticamente, de modo a isolar as linhas de coleta para análise. A sonda deve estar localizada num local que permita manter as condições mínimas de funcionamento. Variação da altura de escoamento, velocidade e a eventual estratificação do esgoto devem ser levadas em conta, e também deve-se evitar a variabilidade das condições de funcionamento do escoamento, razão pela qual usou-se arranjo que permite viabilizar a entrada da vazão de esgoto por bombeamento e posterior retorno para o circuito principal da estação. Os custos de investimento do projeto de engenharia, obras civis e montagem da sonda, foram todos adotados a partir de uma fração do custo de capital investido para compra dos equipamentos.

Os custos das análises laboratoriais (DQO e SST), após a coleta das amostras, foram obtidas da média praticada em Laboratórios da Região. Portanto, para facilitar a análise econômica não se recorreram a custos operacionais, equipamentos, manutenção (calibração) e insumos. Este procedimento, no entanto, é realizado internamente na Empresa de Saneamento.

O medidor de vazão foi considerado em todas as alternativas, pois integra a rotina das ETEs, além de auxiliar na elaboração da amostra composta.

Foram calculados os fluxos de caixa, por ano, visando prever custos operacionais para todos os arranjos, basicamente os custos com mão de obra e manutenção. Para os custos com mão de obra, se assumiram as horas homem empregadas e calculadas segundo o salário básico de um técnico operacional. A taxa de juros empregada foi a média do ano 2018, segundo o Sistema Especial de Liquidação e de Custódia (Selic), no Brasil para o tempo útil de projeto se adotou 5 anos.

4. RESULTADOS

4.1. AVALIAÇÃO DO USO DE SENSOR NA MEDIÇÃO DA DQO E DOS SST, DO ESGOTO DOMÉSTICO DE ENTRADA E SAÍDA.

4.1.1. Aspectos Operacionais

Na década de 2000, foram desenvolvidos novos sensores mais robustos que podem generalizar a monitoração espectrofotométrica *online*, com exemplos da utilização de espectrômetros submersíveis em coletores. O sensor marca S::can, modelo Carbolysen, usado na pesquisa cumpre com as características antes supracitada, e mais recentemente o acompanhamento de água residual em drenagem urbana, como referiram-se Brito *et al.* (2014). Isto, ao contrário, de ser uma vantagem para a pesquisa, torna-se um desafio porque, inicialmente se pensou que o equipamento poderia mensurar os parâmetros sem contratempos, esquecendo as particularidades da amostra (efeitos de matriz) e a medida do erro, que pode ser, além do controle das variáveis locais do lugar da coleta, como flutuações no fluxo, sólidos grosseiros e limpeza do equipamento. Van der Broke *et al.* (2006) e Torres e Bertrand-Krajewski (2008) expõem a necessidade de adaptar os equipamentos as condições locais, Cabral *et al.* (2017) mostraram a necessidade de realizar limpezas manuais nas sondas a fim de reduzir eventuais erros.

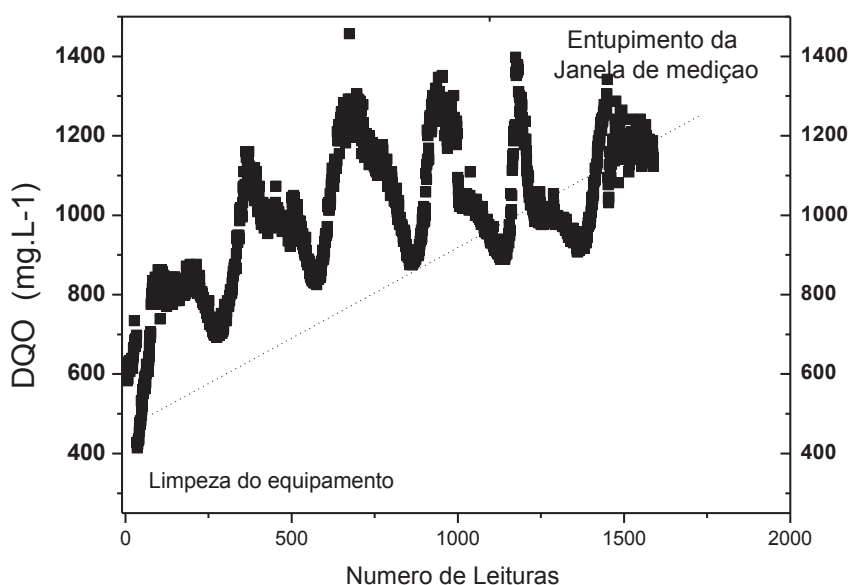
Como destaque deve-se evitar a ocorrência de fenômenos que possam interferir com a medição da absorbância, principalmente a presença de bolhas de ar e a obstrução da janela ótica (VANROLLEGHEM *et al.*, 2003). No caso deste estudo esse problema foi recorrente, com a ocorrência de obstruções e entupimento na tubulação de comunicação das caixas de efluente e afluente com o local da sonda.

Para minimizar este fato se aumentou a frequência de limpeza de todas as válvulas de retenção, operação e manutenção das bombas. Outro aspecto importante é a configuração de instalação da sonda, garantindo o fluxo permanente e contínuo dentro da janela de medição e mantendo a livre circulação do escoamento na janela ótica. Além disso, as bombas de alimentação, trabalharam em velocidade do fluxo menor que 3 m/s para garantir a qualidade da medição. A frequência de manutenção e limpeza operacional das bombas submersíveis, do compressor e das válvulas de retenção, foi semanal, para preservar a janela de medição livre de impurezas que pudessem atrapalhar a medição. Os equipamentos contêm um sistema de autolimpeza, com ar comprimido, empregando pressão de 3 a 5 bar.

A limpeza é um requisito muito importante para a confiabilidade dos dados fornecidos pelos espectrômetros, que podem produzir um acréscimo (*drift*) nos valores quando o sistema de limpeza do ar não é suficiente para eliminar a sujeira que pode se depositar na fenda da janela de medição da sonda (GRUBER *et al.*, 2005). Para o caso de estudo verificou-se que a pressão de 5 bar (máximo permitido) não foi suficiente para eliminar o filme formado na janela, atrapalhando a medição e confiabilidade das medições. Sabendo que o sistema de limpeza com ar pode prevenir a formação e o crescimento de um filme, e constatando que no caso de estudo ele não foi suficiente, possivelmente devido às características particulares do esgoto de UASB, tornou-se necessário incrementar a

frequência da limpeza manual do equipamento. Na Figura 21, mostra-se um exemplo do *drift* no caso do afluente, quando não é feita a limpeza manual. Evidência-se o acréscimo continuado dos valores medidos, mesmo com o sistema de autolimpeza ligado, mensurando a demanda química de oxigênio do afluente da estação.

FIGURA 21 – MEDIÇÕES DE DQO EM AUSÊNCIA DE LIMPEZA MANUAL, SOMENTE AUTOLIMPEZA DO EQUIPAMENTO



OBS: Leituras feitas pelo equipamento, em 4 dias contínuos

Como a limpeza foi uma variável importante e específica do estudo, delineou-se um procedimento que incluiu a desmontagem da sonda, o tipo de químicos usados na limpeza, a temperatura da água, o tipo da água, os materiais usados e o incremento de uma para três limpezas a cada semana. Na Figura 22 apresenta-se a janela de medição da sonda, com elevada quantidade de sólidos obstruindo a medição. Evidencia-se a obstrução da janela de medição de 2 mm de comprimento, mesmo trabalhando com autolimpeza de ar comprimido.

FIGURA 22 - JANELA DE MEDIÇÃO DA SONDA OBSTRUÍDA POR SÓLIDOS



Outro aspecto importante são as curvas das calibrações inseridas em cada modelo da sonda, curvas de calibração que procuram adaptar-se a matriz de qualidade do esgoto, sabendo que a matriz do esgoto pode mudar de local para local, devido às características diferentes na origem do esgoto, sendo conveniente proceder a uma calibração local de forma a melhorar a qualidade das estimativas, a seguir os distintos cenários testados.

Para Silveira (2017), com respeito a análise de carga orgânica (DQO) e sua correlação com a produção de biogás, o autor não obteve resultados satisfatórios e conclusivos em relação as amostras analisadas, impossibilitando assim uma melhor compreensão da conversão de DQO em biogás em tais reatores. Tal dificuldade de análise se justificou devido aos diversos problemas apresentados nas bombas de recalque do esgoto bruto e tratado, ocasionados, em sua maioria, pela quantidade acentuada de resíduos, ocasionando dessa maneira, obstruções na linha de recalque, queima das bombas e erros nas medições devido ao acúmulo de sujeira na sonda. Além disso o analisador de DQO também apresentou problemas de fábrica, tendo sua manutenção dificultada em decorrência da ausência de uma assistência técnica do fabricante no Brasil, assim como os entraves burocráticos de importação

4.1.2. Cenário 0 para a DQO

O Cenário 0 (zero) foi concebido para testar o sistema de medição UV-Vis, que é capaz de medir a DQO, comparando contra uma solução padrão de DQO conhecida.

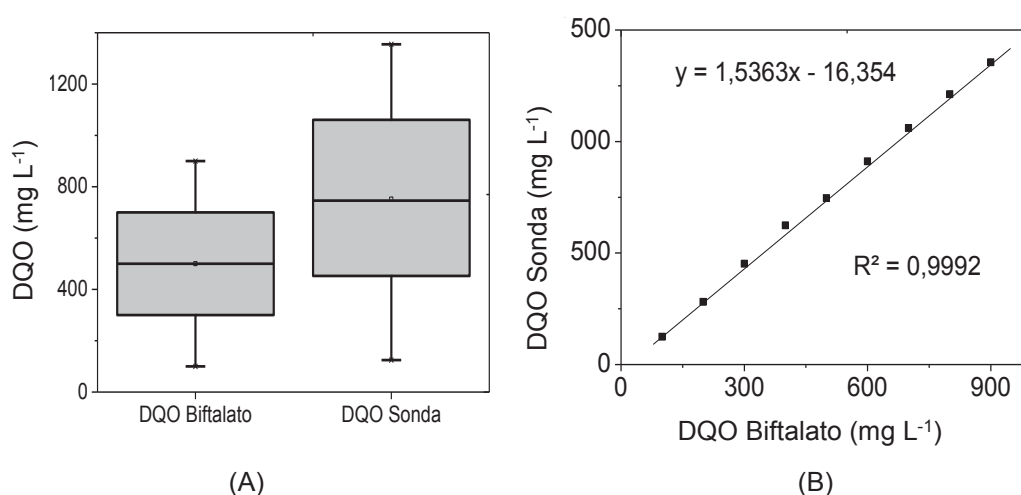
O método-padrão da DQO é sensível a praticamente todo o carbono orgânico, normalmente, presente nas amostras de águas residuais. O sistema de medição pela sonda aplica o método espectrofotométrico, detectando compostos que apresentam cromóforos que absorve luz na região UV-Vis.

Os espectrofotômetros efetuam a estimativa dos valores dos parâmetros analíticos com recurso de *softwares* interno, com calibração interna do fabricante, considerando os espectros obtidos em condições específicas (Gruber *et al.*, 2006). A curva de calibração empregada foi GC3IDQOTV20T.

Os compostos dissolvidos numa amostra de água apresentam características específicas de absorvência da luz em função da respectiva estrutura molecular, do comprimento de onda e da concentração do composto na amostra (VANROLLEGHEM *et al.*, 2003). Na Figura 23A, observam-se os valores da DQO medidos no laboratório empregando o método colorimétrico padrão, e os valores da DQO medidos somente com a sonda.

O coeficiente de determinação (R^2) obtido foi 0,9992, sendo o erro médio quadrado médio residual ou quadrado residual ($RMSE_{REL}$) 11,534, resultado que, para Moraes *et al.* (2007), é considerado como bom. Brito *et al.* (2014), usando equipamentos análogos, e avaliando o uso da espectroscopia UV-Vis, obtiveram valores de DQO similares, em sistemas de drenagem de águas pluviais.

FIGURA 23 - GRÁFICOS AVALIANDO COMPORTAMENTO DA Sonda PARA O CENÁRIO (0) MEDINDO DQO



OBS: (A) GRÁFICO BOXPLOT DQO SOLUÇÃO PADRÃO E Sonda; (B) GRÁFICO DE DISPERSÃO

Num estudo de comparação entre duas metodologias, efetuado para os teores de nitrato, nitrito, DQO e SST, Van der Broeke *et al.* (2006) obtiveram valores de R^2 entre 0,1 e 0,4, para modelos com base num único comprimento de onda, e 0,84 e 0,99 para modelos com base em gamas espectrais, modo como trabalha a sistema de medição UV-VIS empregado na pesquisa. No caso do presente estudo a sonda trabalhou dentro do reportado por Van der Broeke *et al.* (2006), mas é preciso destacar que a solução padrão de biftalato utilizada não tinha altos valores de turbidez ou sólidos suspensos, características predominantes em esgoto.

Torna-se necessário validar o uso do sistema de medição (sonda) com valores de turbidez que poder-se-iam comportar de forma similar as características do esgoto sanitário, trabalhos anteriores não tem evidências ou informação de valores de turbidez.

4.1.3. Cenário 1 para a DQO

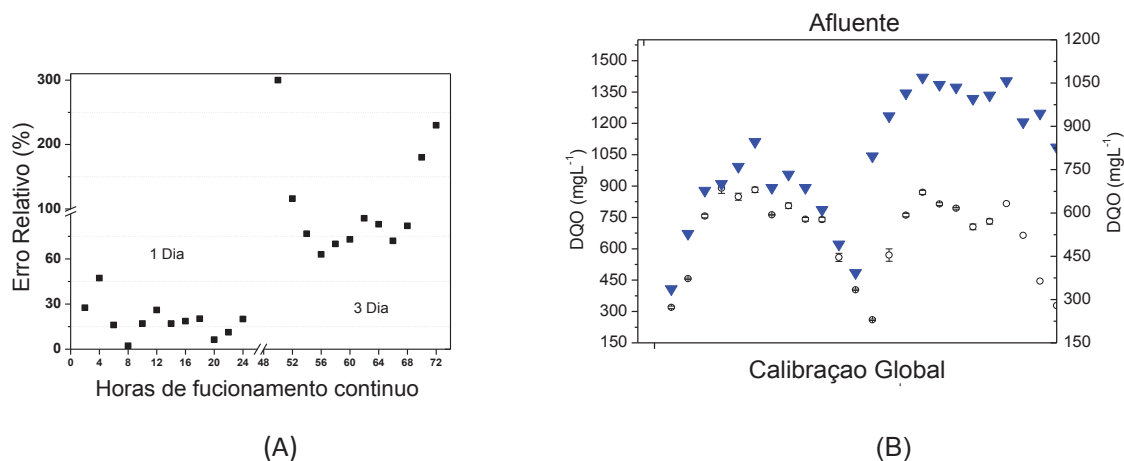
Na Figura 38A observaram-se erros em dois patamares distintos, entre a leitura 1 e a leitura 12, os erros mantiveram-se entre 2%, o mínimo, e 47%, o valor máximo. Destaque-se que a leituras 1 a 12 foram coletas para as primeiras 24 horas de operação continua do reator, obtidas pelo amostrador automático, logo depois o sistema de medição continuo ligado por 24 horas a mais em iguais condições. Para o terceiro dia de operação (depois das primeiras 48 horas) foi programado mais uma vez o coletor automático para obter amostras a cada 2 horas, durante as 24 horas seguintes.

Continuando com a Figura 24A, os erros relativos às coletas 13 a 24, evidencia-se um acréscimo significativo nos valores dos erros, sendo o valor mínimo registrado pelo sistema de medição 67%, e 300% para o valor máximo. O acréscimo dos erros revelou uma perda na efetividade do equipamento de medição, comparado com os valores registrados no laboratório, em dias contínuos de operação, empregando sempre a autolimpeza com ar, própria do sistema do equipamento, expondo a necessidade de uma limpeza periódica logo de 36 horas quando o sistema de medição trabalhe com afluente, pela quantidade de sólidos presentes no esgoto bruto.

A figura 24B, observa-se, a comparação das medições feitas pelo medidor de DQO (sonda) e a DQO feita por triplicata no laboratório.

O comportamento da sonda não teve a aderência esperada, para os dias contínuos testados, exibindo uma clara diferença de medias, para os valores do equipamento e o laboratório, o teste de *t-Student* indicou, os dados têm diferenças significativas.

FIGURA 24 – GRAFICOS DE AVALIAÇÃO DO CENARIO 1 MEDINDO DQO NO AFLUENTE

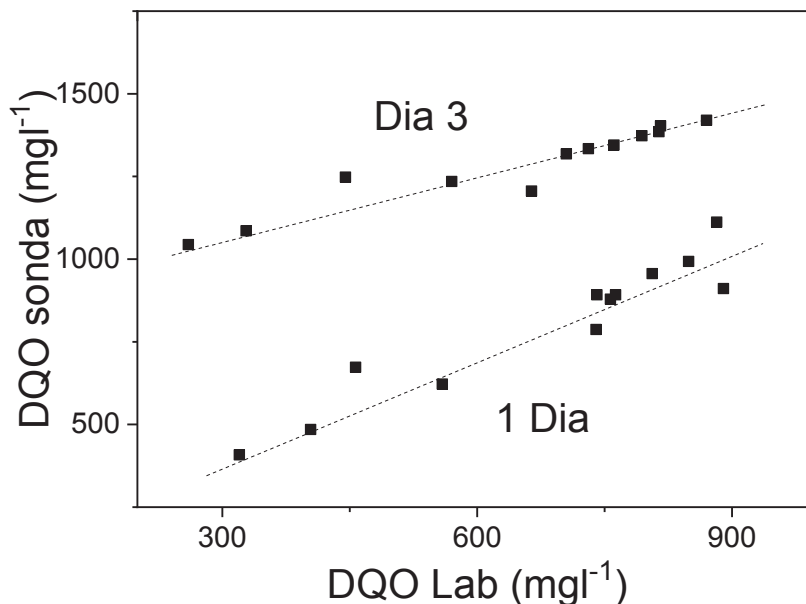


OBS: (A) GRÁFICO DE DISPERSÃO DOS ERROS RELATIVOS DA DQO DO EFLUENTE NOS MODO CALIBRAÇÃO GLOBAL DO CENÁRIO 1; (B) COMPARAÇÃO DAS MEDIÇÕES FEITAS PELO MEDIDOR DE DQO (SONDA) E A DQO MEDIDA NO LABORATÓRIO (TRIPPLICATA).

O resultado exibido na Figura 25 apresenta o gráfico de dispersão das duas coletas por separado (1) leituras 1 ao 12 e (2) leituras 13 ao 24, valores modelaram, duas linhas, destaque-se que existe um acréscimo nos erros, logo da leitura 13 e eles vão aumentando com a acumulação de sólidos na janela de medição, o erro vai tornando-se, muito expressivo, mesmo com o sistema de autolimpeza funcionando. O interessante é a consolidação e necessidade de uma limpeza da sonda num intervalo de horas baixo, mesmo com a limpeza com ar comprimido, recomendada pelo fabricante. Gruber *et. al.*

(2006) e Bertrand-Krajewski *et al.* (2007) encontraram este tipo de comportamento de *drift* no equipamento quando o sistema de ar comprimido (autolimpeza) estava ausente ou estragado, mas a pesquisa, demonstrou-se, nestas condições, a necessidade de realizar pelo menos 2 limpezas manuais por semana como mínimo, a fim de reduzir o *drift*, mesmo com sistema de ar trabalhando normalmente.

FIGURA 25 - COMPORTAMENTO DE ACUMULAÇÃO DE SÓLIDOS CENÁRIO 3



OBS: MEDIÇÕES FEITAS COM MEDIDOR DE DQO (SONDA) E DQO MEDIDA NO LABORATÓRIO (DIA 1 - LEITURAS 1 A 12, E DIA 3 - LEITURAS 13 A 24)

Realizando-se uma avaliação similar dos cenários 1 e 2, constatou-se que o cenário 3, tem um R^2 de 0,1970, o RMSErel e RSR, foram 25,8 e 0,87, também os dados permitiram concluir que as médias diferem no nível de significância de 0,05

4.1.4. Cenário 2 para a DQO^{1,2,3}

Amostra pontual do afluente e efluente *in situ* comparando o valor da sonda contra os valores medidos no laboratório, o período avaliado Janeiro 2016-Junho 2017, Calibrações Global, Local Off Set e Local Linear. Parâmetro DQOtotal, Coletaram-se 44 amostras do esgoto afluente aos reatores UASB e 55 amostras na saída dos reatores UASB.

A Figura 26, comparam-se as diferentes medidas entre as duas técnicas de medição do parâmetro DQO, coteja-se o valor do laboratório (triplicata) e o valor da sonda para cada tipo de calibração testada.

¹ DUARTE, O., SÁNCHEZ, L., CÁRDENAS, M., CANTÃO, M.; POSSETTI, G.; AISSE, M.M. Ventajas y desventajas del uso de la espectrofotometría monitoreando la calidad del agua residual en un reactor anaeróbico. Revista Científica UNET, VOL. 30(1):302-312, 2018.

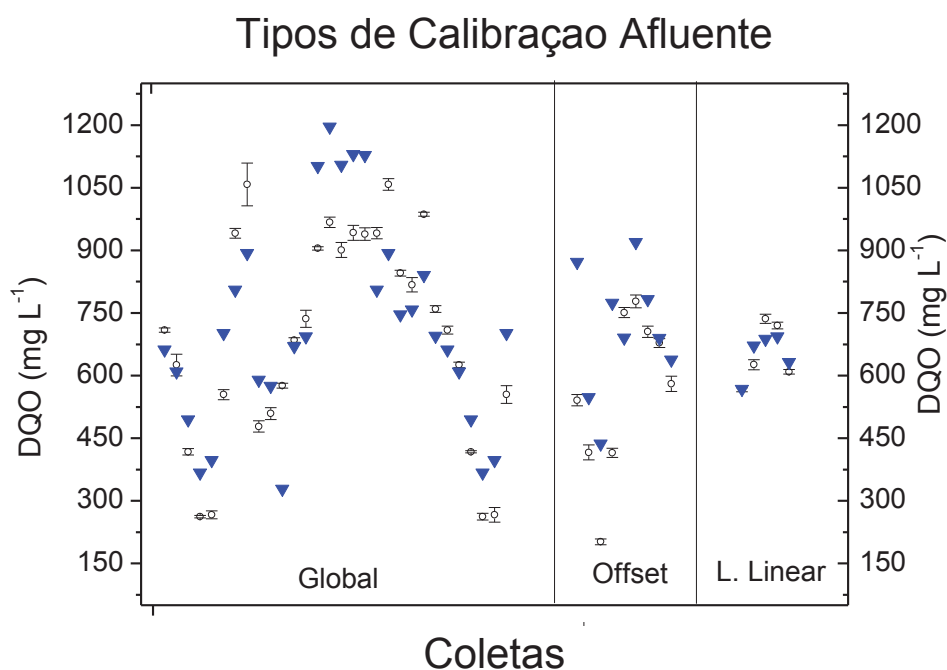
² HERNANDEZ, O. A. D., LISBOA, A. M., CANTÃO M.P., POSSETI, G. R. C., AISSE, M. M. Assessment of an in situ real time UV/Vis based spectrometry system for chemical oxygen demand measurement in a wastewater anaerobic treatment reactor, Water Resources Management. Takako Matsumura-Tundisi, José Galizia Tundisi (Editores). 167 - 180, 2018.

³ DUARTE, O. A. H., LISBOA, A. M., CANTÃO M.P., POSSETI, G. R. C., AISSE, M. M. Medição in situ e em tempo real da demanda química de oxigênio, 29º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2017.

A calibração global (Figura 27) apresentou média dos valores da sonda igual a (714 ± 244) mg L⁻¹ de DQO, em comparação com (690 ± 251) mg L⁻¹ de DQO no laboratório. No caso da calibração local *off set* a média da sonda foi de (705 ± 152) mg L⁻¹ de DQO, contra (562 ± 190) mg L⁻¹ de DQO no laboratório. Para a calibração local linear as médias da sonda e do laboratório foram muito mais próximas: (650 ± 52) mg L⁻¹ de DQO medido com a sonda e (651 ± 73) mg L⁻¹ de DQO medido no laboratório, ou seja, foram os melhores resultados.

Para as três situações foi avaliado o teste de *t-Student*, não tendo evidências suficientes para concluir que as médias diferem no nível de significância de 0,05, para as 3 calibrações. No entanto claramente a Figura 26 e a Figura 27 apresentam valores contundentes que pressupõem que a calibração local linear foi a melhor das 3 testadas, calcularam-se também as correlações entre as análises da DQO do afluyente, medida com a sonda e os resultados do laboratório.

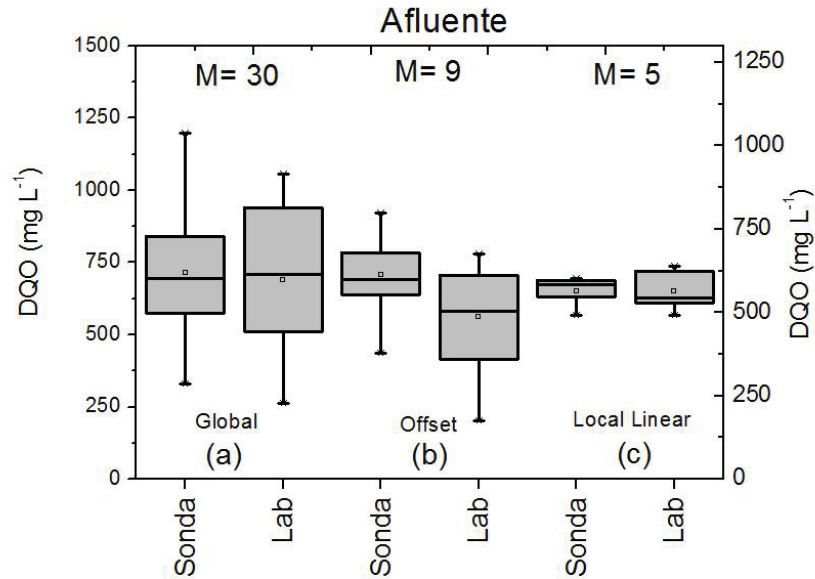
FIGURA 26 – GRÁFICOS DE AVALIAÇÃO DO CENÁRIO 1 MEDINDO DQO NO AFLUENTE



OBS: COMPARAÇÃO DAS MEDIÇÕES (AFLUENTE) FEITAS COM MEDIDOR DE DQO (SONDA) E DQO MEDIDA NO LABORATÓRIO (TRIPLICATA).

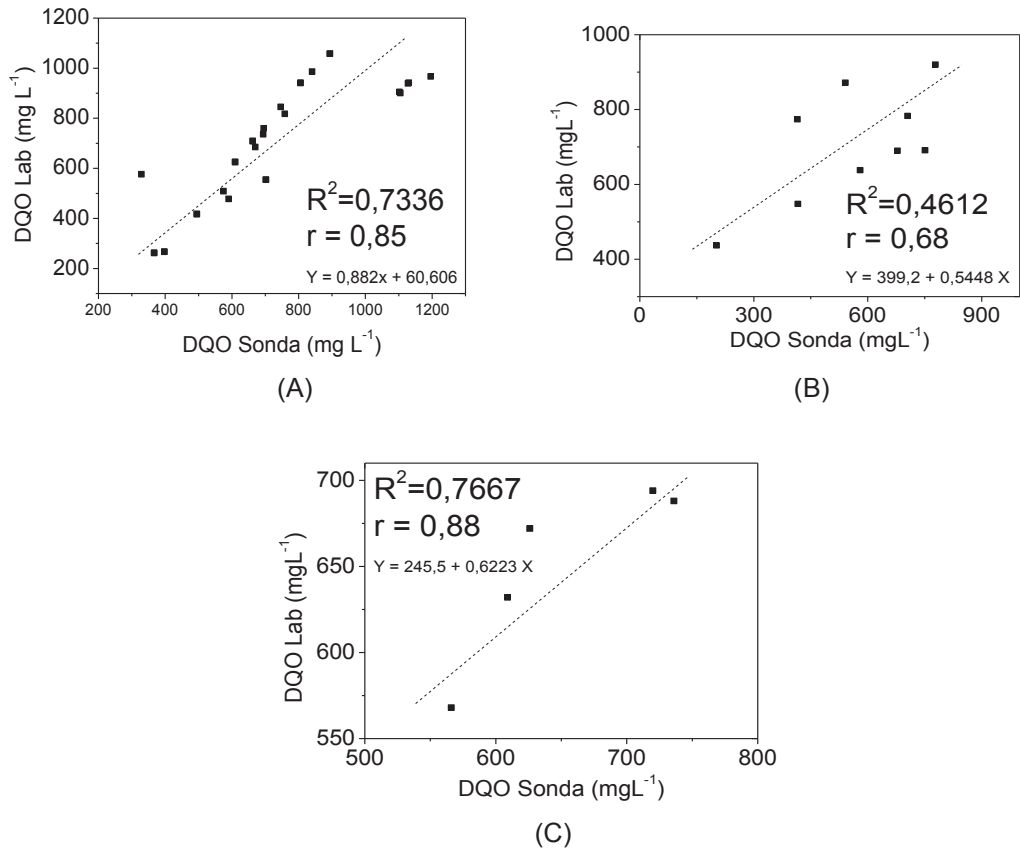
O coeficiente de determinação (R^2), para o afluyente, apresentou os seguintes valores: 0,7336 para a calibração global, 0,4612 para a calibração local *off set*, 0,7667 para a calibração local linear (FIGURA 28 A, B, C). Assim, essa última condição foi a que melhor se adaptou à realidade da estação estudada.

FIGURA 27 - GRÁFICOS *BOXPLOT* DA DQO DO AFLUENTE PARA OS DIFERENTES MODOS DE CALIBRAÇÃO



OBS: (A) CALIBRAÇÃO GLOBAL; (B) CALIBRAÇÃO LOCAL OFF SET; (C) CALIBRAÇÃO LOCAL LINEAR.

FIGURA 28 - GRÁFICOS *DE DISPERSÃO* DA DQO PARA OS DIFERENTES MODOS DE CALIBRAÇÃO



OBS: (A) CALIBRAÇÃO GLOBAL; (B) CALIBRAÇÃO LOCAL OFF SET; (C) CALIBRAÇÃO LOCAL LINEAR.

Os correspondentes valores de RMSErel e RSR no afluente do UASB, foram 18,43 e 0,5 para calibração global, 23,39 e 0,69 para calibração de offset local, 4,87 e 0,43 para calibração linear local.

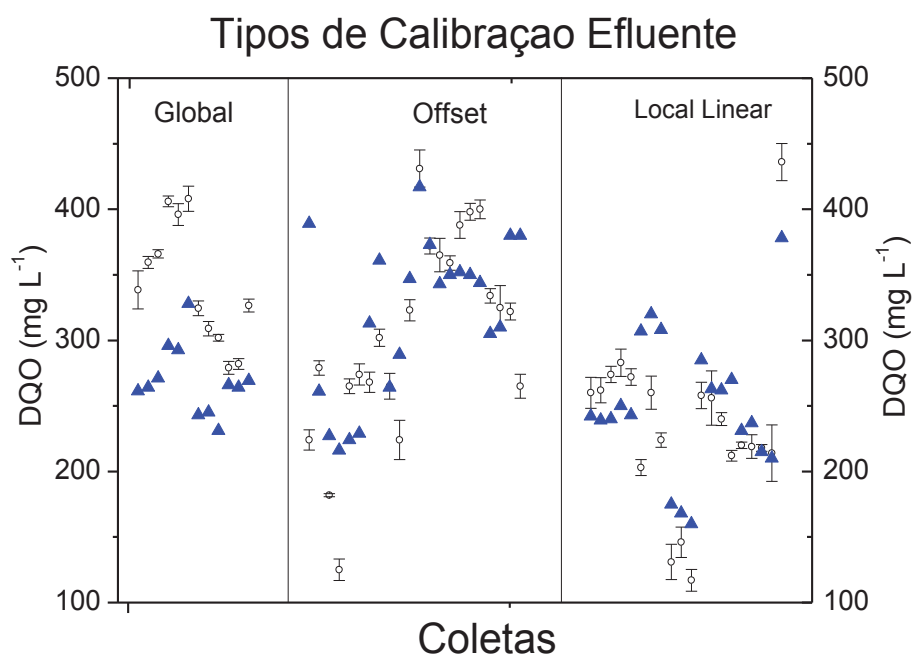
Na Figura 29 comparam-se as diferentes medidas entre as duas técnicas de medição do parâmetro DQO para o efluente, coteja-se o valor do laboratório (triplicata) e o valor da sonda para cada tipo de calibração testada.

Para o efluente do reator UASB o comportamento da sonda não teve a aderência esperada. Na calibração global (FIGURA 30) a média da DQO da sonda foi de (269 ± 26) mg L⁻¹ sendo a média dos valores do laboratório foi igual a (341 ± 45) mg L⁻¹. Para a calibração *off set* as médias ficaram mais próximas, com valores de (335 ± 96) mg L⁻¹ para a sonda e (313 ± 86) mg L⁻¹ para o laboratório. No caso da calibração linear, a sonda apresentou DQO de (250 ± 53) mg L⁻¹ enquanto que as análises laboratoriais registraram um valor médio de (235 ± 66) mg L⁻¹.

A aplicação do teste *t-Student* indicou que a calibração global mostrou diferenças significativas entre as medições da sonda e do laboratório. Para os outros modos de calibração, o teste *t-Student* não mostrou diferenças significativas.

Foram calculados os coeficientes de determinação para os diferentes cenários estudados: R² 0,5880 para a calibração global, R² 0,5525 para a calibração local *off set* e R² 0,6010 para a calibração local linear (ver FIGURA 31).

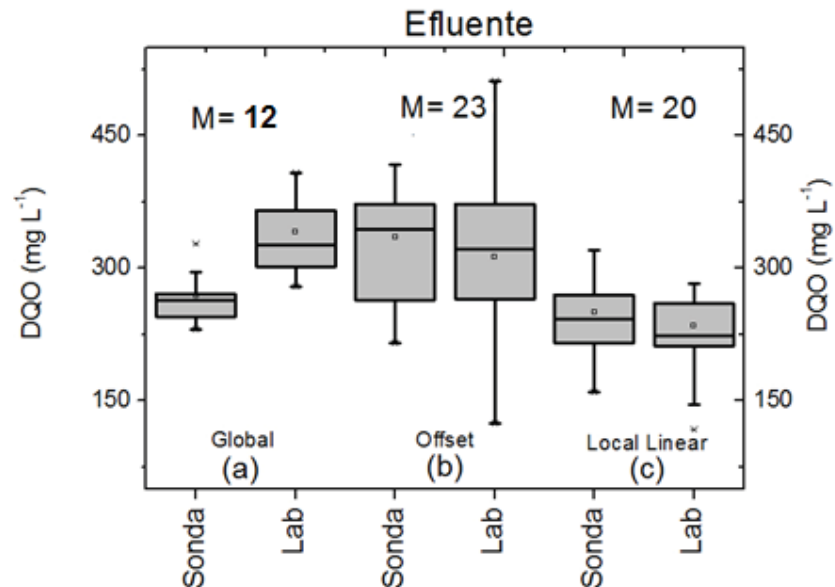
FIGURA 29 – GRÁFICOS DE AVALIACAO DO CENARIO 1 MEDINDO DQO NO EFLUENTE



OBS: COMPARAÇÃO DAS MEDIÇÕES FEITAS PELO MEDIDOR DE DQO (SONDA) E A DQO MEDIDA NO LABORATÓRIO (TRIPLICATA).

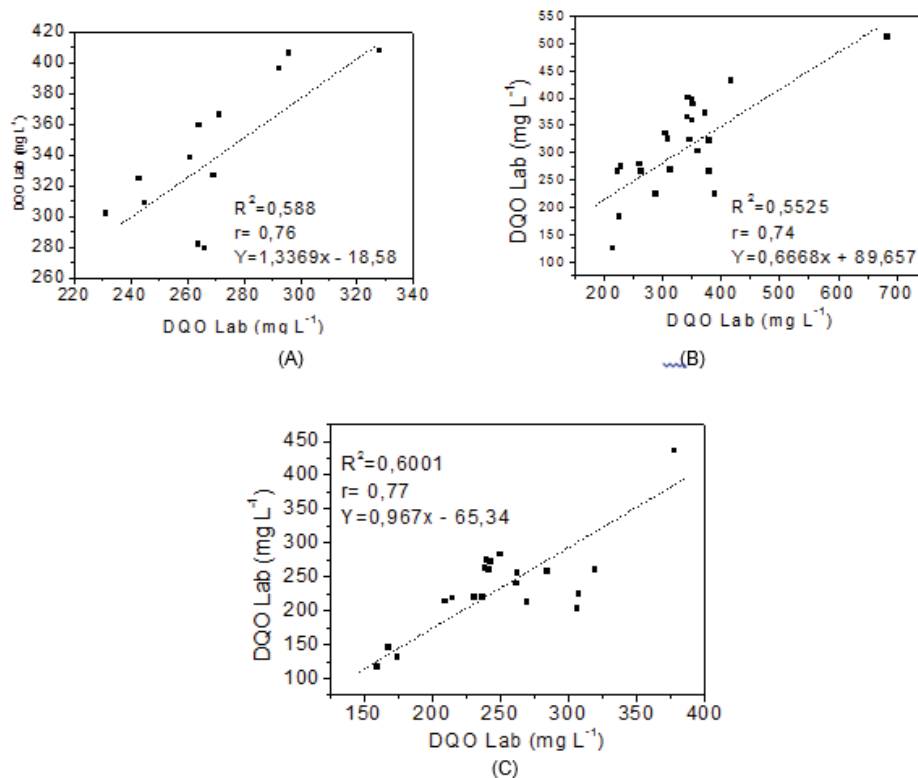
Os correspondentes valores de RMSErel e RSR, no efluente do UASB, foram 8,23 e 0,61 para calibração global, 17,98 e 0,65 para calibração de offset local e 17,43 e 0,61 para calibração linear local.

FIGURA 30 - GRÁFICOS *BOXPLOT* DA DQO DO EFLUENTE PARA OS DIFERENTES MODOS DE CALIBRAÇÃO.



OBS: (A) CALIBRAÇÃO GLOBAL; (B) CALIBRAÇÃO LOCAL OFF SET; (C) CALIBRAÇÃO LOCAL LINEAR.

FIGURA 31 - GRÁFICOS *DISPERSÃO* DA DQO DO EFLUENTE PARA OS DIFERENTES MODOS DE CALIBRAÇÃO.



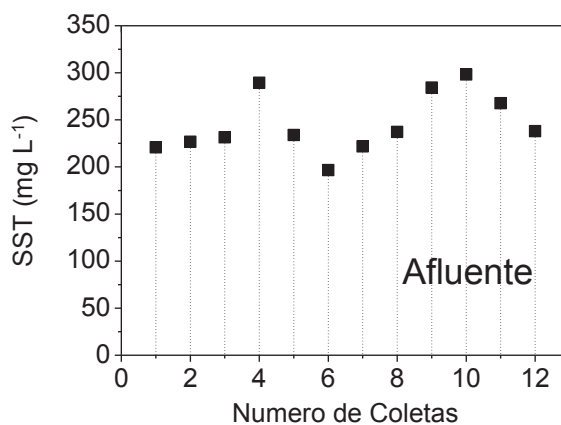
OBS: (A) CALIBRAÇÃO GLOBAL; (B) CALIBRAÇÃO LOCAL OFF SET; (C) CALIBRAÇÃO LOCAL LINEAR.

4.1.5. Cenário 3 para os SST

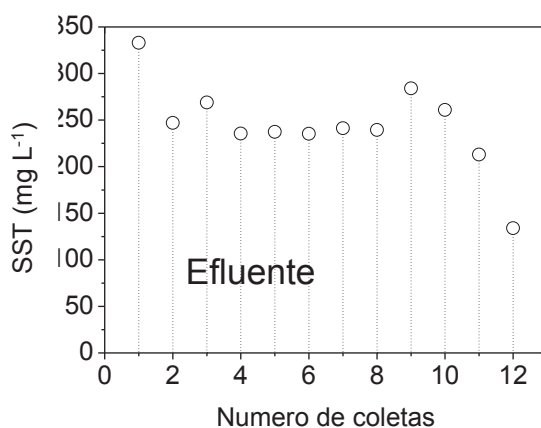
O cenário 3 constituiu-se na avaliação dos SST em leituras pontuais, para o afluente e efluente do reator UASB, no mês de janeiro 2018. A Figura 32 apresenta a diferença das leituras entre os valores registrado pelo sistema de medição instalado na ETE (Sonda) e as análises laboratoriais para as amostras de esgoto afluente e efluente dos reatores UASB. A maior diferença encontrada para as medições do afluente foi de 289 mg L⁻¹, ocorreu quando os valores entre a sonda e os medidos no laboratório foram de 656 mg L⁻¹ de SST e 367 mg L⁻¹ SST respectivamente. Assim, obteve-se a relação de 2,3 SST Sonda SST Lab⁻¹.

Para o efluente o desempenho foi similar, sendo a diferença máxima de 284 mg L⁻¹, entre as duas medições, de 434 mg L⁻¹ de SST medido pela sonda, e de 150 mg L⁻¹ de SST medido no laboratório (Figura 33), esta vez a sua relação foi de 3,3 SST Sonda SST Lab⁻¹.

FIGURA 32 - DIFERENÇA ENTRE OS VALORES DE SST MEDIDOS PELA SONDA E VALORES MEDIDOS NO LABORATÓRIO



(A)

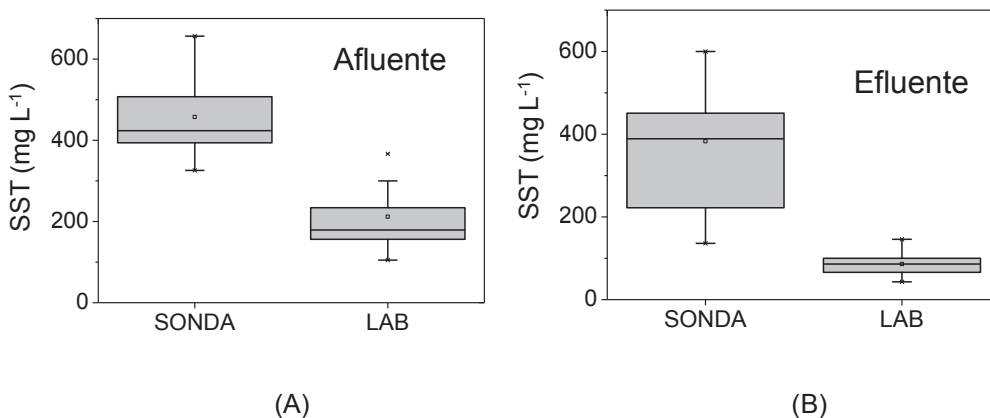


(B)

OBS: (A) DIFERENÇA ENTRE A SONDA E LABORATÓRIO DE SST PARA O AFLUENTE; (B) DIFERENÇA ENTRE A SONDA E LABORATÓRIO DE SST PARA O EFLUENTE

A Figura 33 apresenta os valores do afluente com média para a sonda igual (456 ± 91) mg L^{-1} de SST, em comparação com (212 ± 78) mg L^{-1} de SST no laboratório (Figura 33A). No caso do efluente (Figura 33B) a média da sonda foi de (353 ± 57) mg L^{-1} de SST contra (109 ± 24) mg L^{-1} de SST no laboratório.

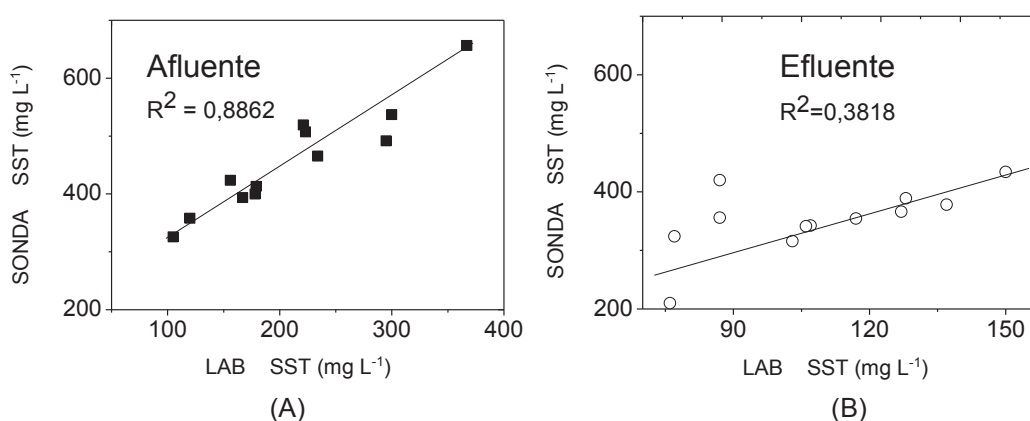
FIGURA 33 – GRÁFICOS DOS SST DO AFLUENTE E EFLUENTE PARA O MODO DE CALIBRAÇÃO GLOBAL CENÁRIO 3



OBS: (A) GRÁFICO *BOXPLOT* DO AFLUENTE; (B) GRÁFICO *BOXPLOT* DO EFLUENTE COMPARANDO A SONTA COM O LABORATÓRIO

Calcularam-se também as correlações entre as análises dos SST do afluente e efluente medida com a sonda e os resultados do laboratório (Figura 34).

FIGURA 34 - GRÁFICOS DISPERSÃO DOS SST DO AFLUENTE E EFLUENTE PARA O MODO DE CALIBRAÇÃO GLOBAL CENÁRIO 3



OBS: (A) GRÁFICO *DE DISPERSÃO* PARA O AFLUENTE; (B) GRÁFICO *DE DISPERSÃO* PARA O EFLUENTE COMPARANDO A SONTA COM O LABORATÓRIO PARA OS SST

O coeficiente de determinação (R^2) para o afluente, apresentou o valor 0,8862 (Figura 34A), assim e para o efluente 0,3918 (Figura 34B).

Uma explicação para as diferenças encontradas para todos os testes pode ser que o método espectrofotométrico detecta apenas a fração da matéria orgânica que absorve luz na região UV-Vis, entre 380 e 750nm, também na saída do UASB pode haver partículas que provocam uma absorbância relativamente forte de luz e esta absorbância é interpretada como SST. Observa-se, por exemplo, que, para o afluente apresenta melhor correlação que para o efluente.

Toledo *et al.* (2001) relatam que os resultados na análise de sólidos suspensos podem ter diferenças, pois dependem do tamanho do poro do papel de filtro utilizado para o ensaio. Logo, é importante se referir ao tamanho do poro do papel de filtro utilizado, na comparação dos valores de SST. Filtros com tamanhos nominais de poros variando de 0,45 a 2 μm têm sido utilizados para o teste de SST. Então, concentrações maiores de SST poderão ser medidos conforme o tamanho do poro do filtro é reduzido. O *Standard Methods* (APHA, 2012) disponibiliza valores de desvio proveniente de cada método, no caso dos sólidos reporta-se maior a 15%. Todo o anteriormente apresentado poderia influenciar a grande diferença das leituras, entre a sonda e os valores do laboratório, porque a curva inserida no espectrômetro, depende diretamente do fabricante. Os valores descritos por Van der Broeke *et al.* (2006) não apresentam, por exemplo, o tamanho do poro do filtro empregado nem o código de curva utilizado (calibração global).

Os valores dos SST, medidos com a sonda, variaram entre 120 mg L^{-1} a 410 mg L^{-1} e mostraram-se análogos aos reportados por Torres *et al.* (2008), Brito *et al.* (2014), Lepot *et al.* (2016). Nesse caso o valor do coeficiente de determinação foi muito maior, mas não se tem evidência da aplicação de prova de hipóteses estatísticas. As matrizes de água ou esgoto, descritas na literatura, não apresentam valores para esgotos brasileiros, nem estações de tratamento que empregaram reatores UASB. Para melhorar a performance do sistema de medição (sonda) avaliando o SST, é recomendado fazer a calibração *off set* ou *local linear*, correspondente ao parâmetro SST.

4.1.6. Discussão geral dos cenários

Na sequência foram discutidos os resultados obtidos para os cenários 1 e 2. O primeiro cenário foi concebido para avaliar o comportamento da sonda (*drift*) e verificar até quando o equipamento poderia oferecer leituras confiáveis.

Por sua vez, no cenário 2 foram testados os três tipos de calibração para a entrada e saída de esgoto dos reatores da estação, a curva utilizada sempre foi GC31DQOTV20T, que foi a curva disponibilizada pelo fabricante (a pesquisa não teve acesso ao software do equipamento para mudar a curva).

A Tabela 17 apresenta as informações de cada cenário avaliado, como tipo de calibração, tipo de esgoto, coeficiente de determinação, RMSE_{REL} , RSR, *t-Student* para um nível de significância de 0,05, presumindo médias iguais.

TABELA 17 – RESUMO DO ANALISE ESTATISTICA PARA CADA CENARIO TESTADO

Cenário	Entrada/Saída do Reator	Tipos de Calibração	Coefficiente de determinação (R^2)	RMSE _{REL}	RSR	<i>t student</i>
1	Afluente	Global	0,197	25,8	0,87	Significant differences
2	Afluente	Global	0,7336	18,43	0,5	ok
		Off set	0,4612	23,39	0,69	
		Local Linear	0,7667	4,87	0,43	
	Efluente	Global	0,5880	8,24	0,61	Significant differences
		Off set	0,5525	17,98	0,65	ok
		Local Linear	0,6010	17,43	0,61	ok
3*	Afluente	Global	0,8862	11,85	0,32	Significant differences
	Efluente		0,3818	16,65	0,75	

OBS: * Cenário 3 correspondente da avaliação dos SST

Os parâmetros apresentados na tabela 17, foram os empregados para comparar as diferentes técnicas de medição dos equipamentos localizados na ETES, avaliar o efeito de alterações, e, em última instância, apoiar a decisão de os aceitar ou rejeitar o uso do equipamento (MORIASI *et al.*, 2007; BRITO *et al.* 2014).

Moriasi *et al.* (2007), Brito *et al.* (2014), Lepot *et al.* (2016) efetuaram uma compilação de diferentes estudos e propuseram limites de classificação para os critérios, R^2 , RSR, RMSE_{REL}. Utilizou-se como diretrizes os valores para RMSE_{REL}: Muito bom, (<5), Bom (5% -10%), Satisfatório (10% - 20%), Não satisfatório (> 20%). Para RSR, foram seguidas, as classificações de Muito bom, (0.0–0.5), Bom (0,5 – 0,6), Satisfatório (0,6 – 0,7) e Não satisfatório ($\geq 0,7$). No caso do Coeficiente de determinação, decidiu-se utilizar como diretrizes os valores: Muito bom (1,0 - 0,8), Bom (0,8 - 0,6), Satisfatório (0,6 - 0,5) e Insatisfatório ($\geq 0,5$).

O cenário 1, serviu para demonstrar a necessidade de uma limpeza continua com uma frequência de no mínimo 72 horas para garantir, que não existiram diferenças que prejudicarem as medições. Os indicadores mostram que para a data, tanto o coeficiente de determinação, o RMSE_{REL} e RSR tiveram, classificação não satisfatória, com diferenças estatisticamente significativas entre as médias.

O equipamento precisa de um mínimo de cuidados quando ele é empregado para mensurar DQO no esgoto. Não é suficiente a limpeza feita através do ar comprimido, ela se torna insuficiente, contrastando com autores como (GRUBER *et al.*, 2006; MARIBAS *et al.*, 2008; TORRES *et al.*, 2008) que salientam que a limpeza automática é capaz de varrer os sólidos e impurezas, evitando o *drift*.

O cenário 2 dividiu-se para afluente e efluente, para o afluente do reator os valores do coeficiente de determinação, localizaram-se entre bom para a calibração global e calibração local linear, a calibração off set apresentou o R^2 na faixa insatisfatória.

Para o RMSE_{REL}, obtiveram-se, valores entre muito bom para a calibração Local Linear, satisfatório para a Global, sendo não satisfatório para a calibração Off Set.

Para o RSR, novamente, as calibrações Global e Local Linear, apresentaram indicadores com melhores desempenhos, sendo eles, bom e muito bom, respectivamente. Segundo a prova estatística *t-Student* as três calibrações não apresentaram diferenças significativas entre os valores da sonda e os valores calculados no laboratório, para um nível de significância de 0,05.

Para o efluente, todos os valores de R^2 estão no intervalo satisfatório. Os valores de $RMSE_{rel}$ estão na faixa satisfatória, para as calibrações offset e linear, localizando-se como bom para calibração global. O RSR apresenta comportamento menos dispersivo para o efluente, mas a calibração offset apresenta menor desempenho, como foi para o afluente.

Destaque-se, que a calibração linear local também apresentou os melhores valores de $RMSE_{REL}$ (4,87%) e RSR (0,43) para o afluente e RSR (0,61) para o efluente. O melhor valor de efluente do $RMSE_{REL}$ foi para a calibração global (8,24%), mas o *t-Student* mostrou diferenças significativas.

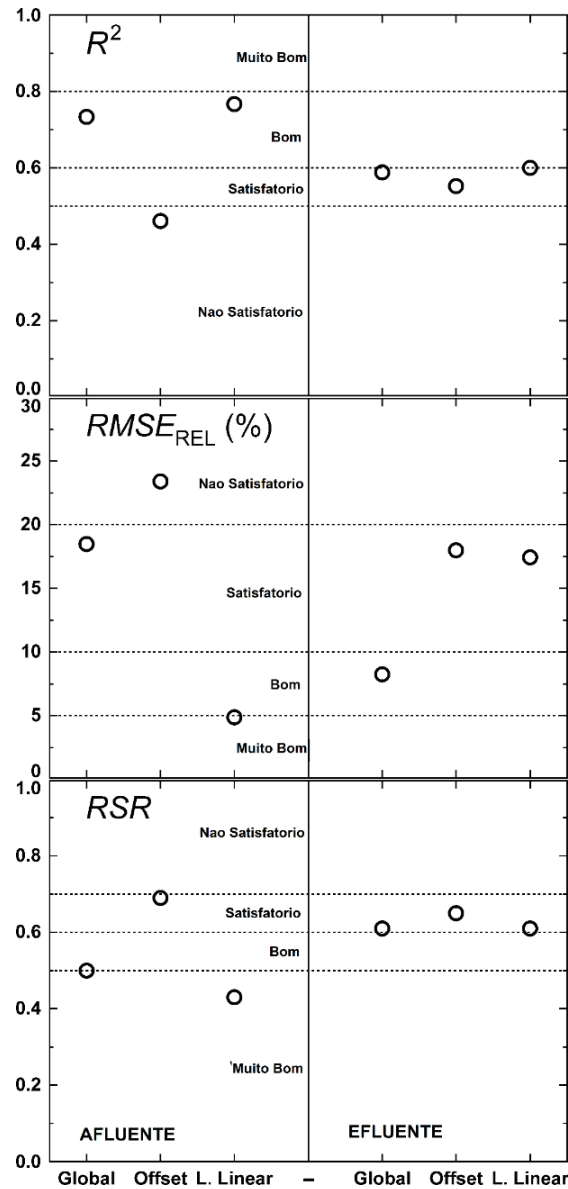
Por seu lado, os sólidos suspensos totais, medidos com a sonda, revelaram os seguintes índices: para o afluente, o coeficiente de determinação, $RMSE_{REL}$ e RSR classificaram-se como Muito bom, Satisfatório, Muito bom, respectivamente. Para o efluente o $RMSE_{REL}$, apresentou-se satisfatório, R^2 , e RSR, mostraram-se, não satisfatórios. Mas apresentaram diferenças estatisticamente significativa, tanto para os SST do Afluente como os SST do efluente, quando se presumiram médias equivalentes.

A sonda possui a importante capacidade de medir, além de DQO, sólidos suspensos totais. Lepot *et al.*, (2016) fizeram uma compilação dos principais artigos publicados com espectrômetros com similares características, apresentando R^2 entre 0,99 e 0,5, mas não apresentaram o uso do equipamento em ETE com UASB reatores. Uma abordagem semelhante foi utilizada para estimativa in situ de DQO e SST em um sistema de esgoto separado de águas pluviais, na entrada de um tanque de decantação, com valores (R^2) maiores que 0,8 e 0,99, respectivamente (MARIBAS *et al.*, 2008; TORRES *et al.*, 2008)

Consequentemente o tipo de calibração que melhor adaptou-se para interpretar o parâmetro DQO no afluente do UASB foi, a calibração local linear. Para o efluente do reator a que se ajustou melhor segundo os critérios utilizados também foi a calibração local linear. A calibração local pode permitir ajustar os parâmetros do modelo de software intrínseco inicialmente construído (GRUBER *et al.*, 2006), é importante ressaltar que este estudo é a primeira tentativa de utilizar espectrofotometria para avaliação de DQO em reatores UASB tratando esgoto sanitário, tecnologia de sucesso para drenagem urbana, estações de tratamento aeróbias e rios (LEPOT *et al.* (2016).

Na sequência, são apresentados os dados dos limites de classificação dos critérios estatísticos usados para a avaliação da DQO feita por a sonda (FIGURA 35).

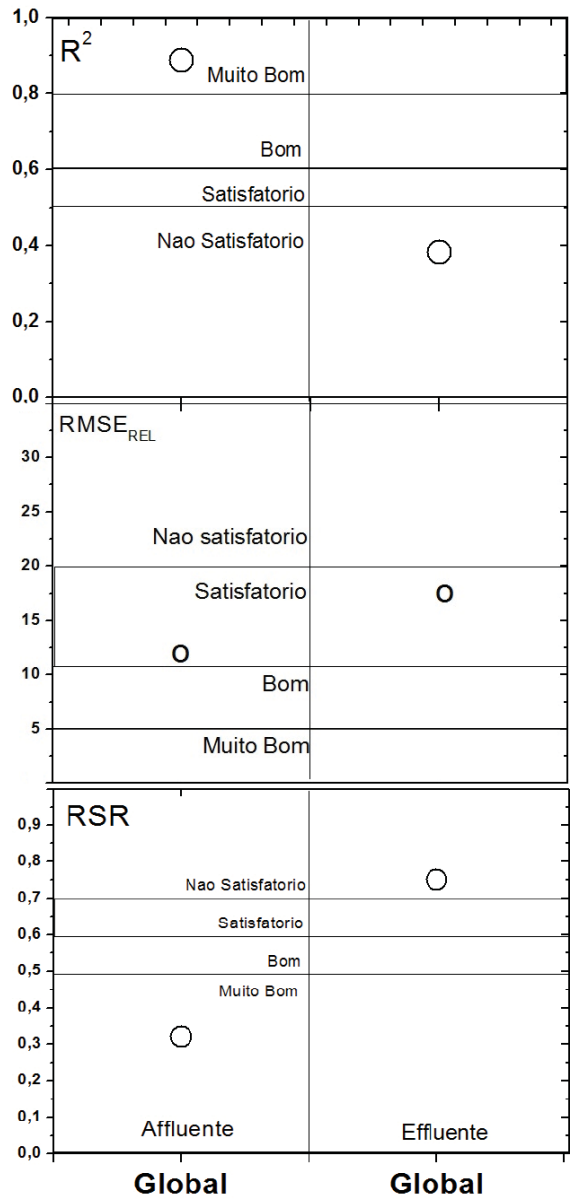
FIGURA 35 – MÉTODOS DE AVALIAÇÃO ESTATÍSTICOS PARA CADA O CENÁRIO 2 MEDINDO DQO



OBS: GRÁFICOS DE DISPERSÃO DOS INDICADORES ESTATÍSTICOS COEFICIENTE DE DETERMINAÇÃO (R^2), $RMSE_{REL}$, RSR PARA O CENÁRIO 2

Também, mediante a representação gráfica são mostrados, os dados do analise dos limites de classificação dos critérios estatísticos usados para a avaliação dos SST (FIGURA 36).

FIGURA 36 – MÉTODOS DE AVALIAÇÃO ESTATÍSTICOS PARA O CENÁRIO 3 MEDINDO SST



OBS: GRÁFICOS DE DISPERSÃO DOS INDICADORES ESTATÍSTICOS COEFICIENTE DE DETERMINAÇÃO (R^2), $RMSE_{REL}$, RSR PARA CADA CENÁRIO MEDINDO SST

4.2. AVALIAÇÃO DO USO DE SENSORES NA MEDIÇÃO DO BIOGÁS, GERADO DE ESGOTO DOMÉSTICO EM REATORES DE FLUXO ASCENDENTE EM MANTA DE LODO

4.2.1. Cenário 1 para vazão de Biogás⁴

Os dados apresentados, no caso do medidor por dispersão térmica e medidor do tipo vórtice, as leituras foram registradas de forma manual. Destaque-se que o valor final do medidor tipo vórtice depende da normalização das variáveis; para isso foram instalados na jusante do medidor de vazão (vórtice) o transmissor de pressão e o transmissor de temperatura do gás, para que fosse possível calcular a vazão normalizada. Este cálculo foi feito com uso da equação 15, com os dados de pressão e temperatura obtidos do banco de dados (Komvex-Scadaweb). O objetivo deste primeiro cenário era mensurar a sensibilidade dos equipamentos e comparar seu desempenho, empregaram-se 50 leituras neste sentido.

$$Q_n = \frac{Q_{Gas} * P_{Gas} * T_N}{T * P_N} \quad (15)$$

Onde:

Q_n = Vazão normalizada ($\text{Nm}^3 \text{h}^{-1}$);

Q_{gas} = Vazão de gás no medidor ($\text{m}^3 \text{h}^{-1}$);

P_{gas} = Pressão na linha de gás (sobrepessão + pressão atmosférica) (mbar);

T_n = Temperatura normal (273 K);

T = Temperatura do gás (K);

P_n = Pressão normal (1013,25 mbar).

O objetivo deste primeiro cenário era mensurar a sensibilidade dos equipamentos e comparar seu desempenho, com o emprego de 50 leituras neste sentido.

Na Tabela 18, tem-se a comparação entre a vazão de biogás mensurada por meio do medidor por dispersão térmica e do medidor tipo vórtice. Como pode ser observado, os dois equipamentos forneceram comportamentos semelhantes, indicando uma relação média de 1,17 Vazão dispersão térmica/Vazão vórtice.

TABELA 18 – RESULTADOS DAS VAZÕES DE BIOGÁS OBTIDAS ATRAVÉS DOS MEDIDORES DE VAZÃO DO TIPO VÓRTICE E TIPO DISPERSÃO TÉRMICA.

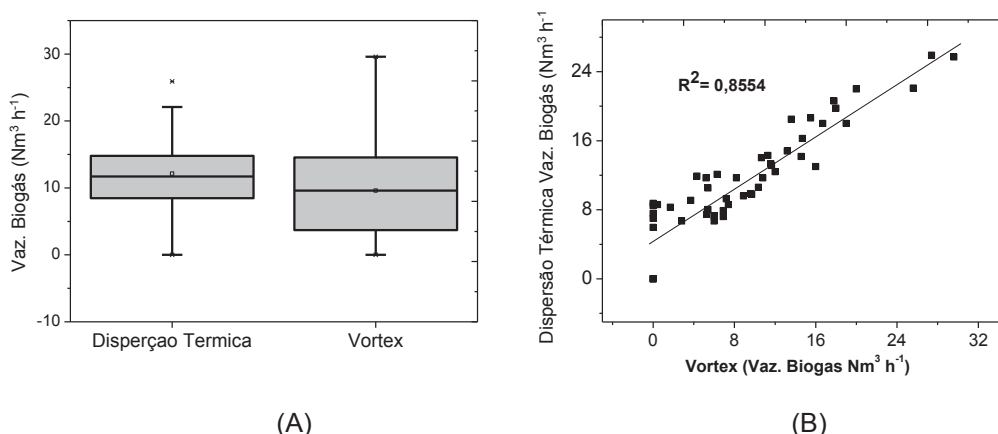
Estatística	Vazão de biogás dispersão térmica ($\text{Nm}^3 \text{h}^{-1}$)	Vazão de biogás (vórtice) ($\text{Nm}^3 \text{h}^{-1}$)
Mínimo	0	0
Média	13,15	11,15
Máximo	25,9	29,6
Desvio padrão	5,22	6,75

OBS: Janeiro 2018 (M: 50 dados).

⁴ DUARTE, O. A. H., PAULA, A. C., CANTÃO M.P., POSSETI, G. R. C., AISSE, M. M. Avaliação da vazão de biogás produzido em reator anaeróbio do tipo UASB, mensurado por medidores do tipo vórtice e dispersão térmica. Anais. XIV Congresso SIBESA, 2018.

Com os dados levantados, tem-se que as vazões médias mensuradas com o medidor de vazão do tipo vórtice e tipo dispersão térmica foram de $(13,15 \pm 5,22) \text{ Nm}^3 \text{ h}^{-1}$ e $(11,15 \pm 6,75) \text{ Nm}^3 \text{ h}^{-1}$, respectivamente (Figura 37A). O coeficiente de determinação (R^2) foi de 0,8554, (Figura 37B). Além disto, através do teste de *t-Student*, constatou-se que não houve diferenças significativas entre as medições dos dois equipamentos.

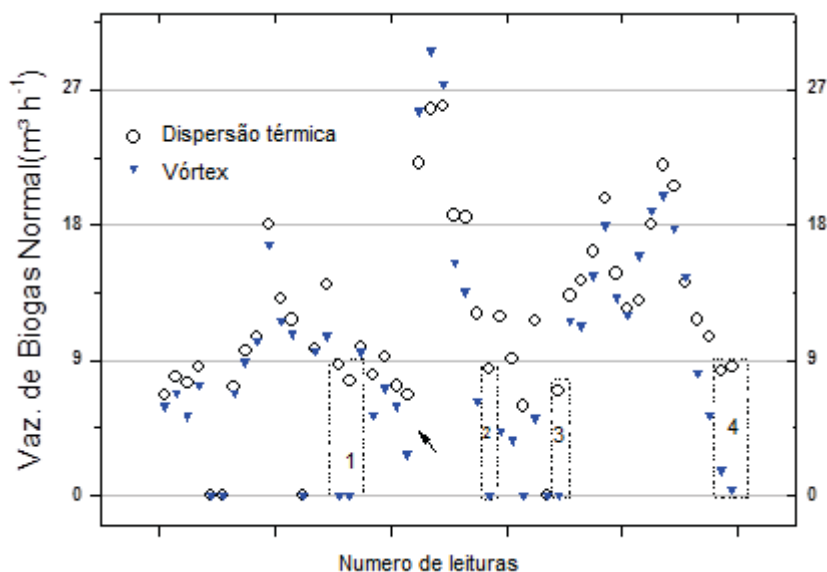
FIGURA 37 – COMPARAÇÃO ENTRE OS MEDIDORES DE VAZÃO DE BIOGÁS TIPO VÓRTICE E TIPO DISPERSÃO TÉRMICA



OBS: (A) COMPARAÇÃO ENTRE A VAZÃO MÉDIA DE BIOGÁS MENSURADA PELO MEDIDOR TIPO VÓRTEX E PELO MEDIDOR POR DISPERSÃO TÉRMICA; (B) COEFICIENTE DE DETERMINAÇÃO (R^2).

Observou-se maior diferença entre os medidores quando a vazão de biogás ficava próxima de zero, o medidor de vazão vórtice apresentou menor sensibilidade, registrando zero rapidamente, enquanto que o medidor por dispersão tinha um descenso proporcional até zero (FIGURA 38).

FIGURA 38 – COMPARAÇÃO DAS MEDIÇÕES FEITAS COM MEDIDOR DE VAZÃO TIPO VÓRTICE E COM MEDIDOR DE VAZÃO POR DISPERSÃO TÉRMICA PARA O CENÁRIO 1.



Comparam-se as diferentes medidas entre os dois equipamentos, separando as medições em dois grupos, valores de vazão menores ou iguais a $9 \text{ Nm}^3 \text{ h}^{-1}$ e outro grupo com valores maiores a $9,1 \text{ Nm}^3 \text{ h}^{-1}$, encontrando-se em média uma diferença de medição de 44%, em cotejo com o 10%, respectivamente. Na Figura 38 constam-se, os valores das medições feitas utilizando cada medidor, destacando-se os quadros pontilhados, os quais revelam maiores diferenças entre os equipamentos, para vazão de biogás entre (0 e $9 \text{ Nm}^3 \text{ h}^{-1}$). Com os dados levantados, tem-se que as vazões médias mensuradas, para vazões no intervalo de (0 e $9 \text{ Nm}^3 \text{ h}^{-1}$), com o medidor de vazão do tipo dispersão térmica e tipo vórtice foram de $(6,02 \pm 2,57) \text{ Nm}^3 \text{ h}^{-1}$ e $(3,28 \pm 3,02) \text{ Nm}^3 \text{ h}^{-1}$, respectivamente.

Uma explicação para diferença nas vazões poderia ser o princípio de medição de cada equipamento, a sua resolução e a possível propagação das incertezas inerentes da medição de cada equipamento.

O medidor vórtice depende fundamentalmente do regime de escoamento do fluido e, para seu funcionamento, tal regime deve ser turbulento para que a relação dos efeitos de escoamento medidos possibilite determinar a vazão volumétrica instantânea. O coeficiente, número ou módulo de Reynolds (abreviado como Re) permite avaliar o tipo do escoamento (a estabilidade do fluxo). No que diz respeito ao medidor vórtice é visto na prática que o fenômeno dos vórtices é uma função de total dependência do regime de escoamento (HANS *et al.*, 1998), aspecto que poderia explicar as maiores diferenças encontradas nos medidores de dispersão térmica e vórtice. Os autores mencionam que há uma tendência observada em medidores tipo vórtice de que é maior a incerteza de medição ocorre quando é medido menores volume (MIAU *et al.*, 2005).

Quando se tratar de aplicação para fluidos compressíveis, o usuário deve com extrema atenção, informar se a vazão está nas condições de estado de pressão e temperatura de operação, de referência ou normalizada. Informações erradas poderão causar sub ou sobre dimensionamento do medidor, o que implicará em erros de medição significativos (GONÇALVES, 2015).

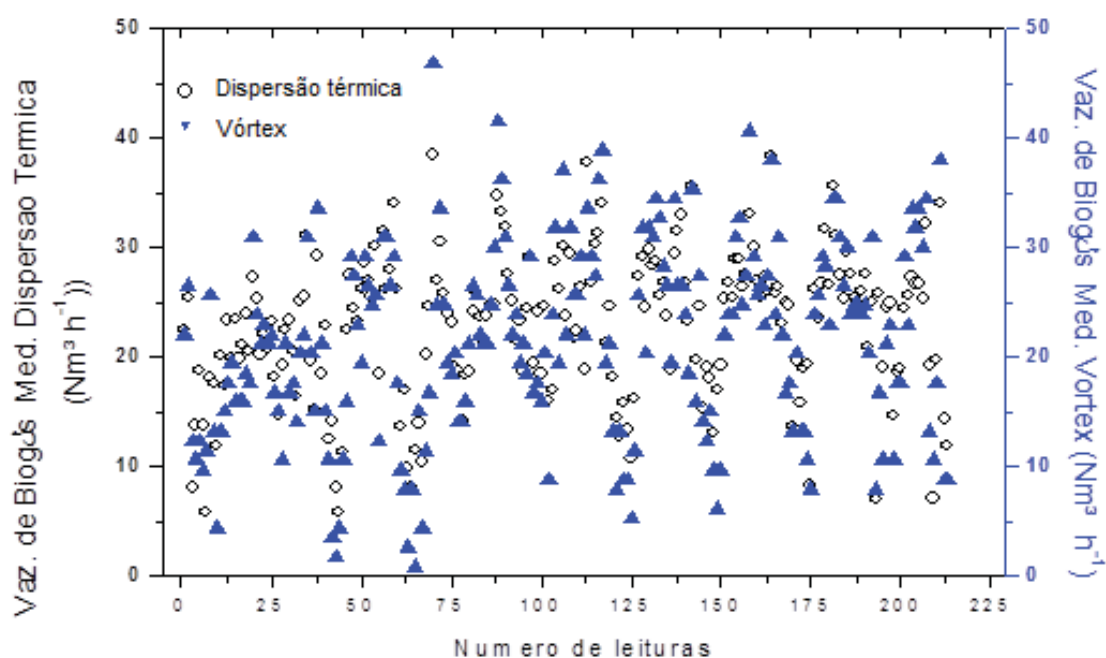
Como exemplo o valor obtido no vórtice depende das medições feitas pelo medidor de temperatura, pelo medidor de pressão e a própria do equipamento, para posterior normalização do valor. Por sua vez, o medidor de dispersão térmica precisa das relações entre energia e velocidade para calcular a vazão de gás produzido (calibração do equipamento), o fato é que o vórtice, tendo uma maior acurácia (própria do princípio de medição), tem uma sensibilidade que não permite mensurar as mudanças quando se acercam ao zero do equipamento, os valores de vazão ficam fora do limite de detecção do equipamento. Contudo, fazem-se necessários estudos mais aprofundados para validar ou não estas afirmações.

4.2.2. Cenário 2 para a vazão de Biogás

O cenário 2 foi concebido para continuar avaliando os dois tipos de medidores instalado na ETE, que são capazes de mensurar vazão de biogás, nesta oportunidade, foi realizar a comparação por um período maior e contínuo, leituras correspondentes a 11 dias.

Na Figura 39 é apresentada a comparação entre as vazões de biogás mensuradas por meio do medidor que utiliza a dispersão térmica e por meio do medidor que utiliza a técnica de vórtice. Nesta vez, as técnicas utilizadas para a estimativa de vazão evidenciaram comportamentos semelhantes, indicando uma relação média de $Vazão_{DispTérm}/Vazão_{Vórtice} = 1,24$.

FIGURA 39 - COMPARAÇÃO DAS MEDIÇÕES UTILIZANDO-SE O MEDIDOR DE VAZÃO TIPO VORTEX E O MEDIDOR DE VAZÃO POR DISPERSÃO TÉRMICA PARA O CENÁRIO 2.



Na Tabela 19, tem-se a comparação entre a vazão de biogás mensurada por meio do medidor por dispersão térmica e do medidor tipo vórtice, para o cenário 2

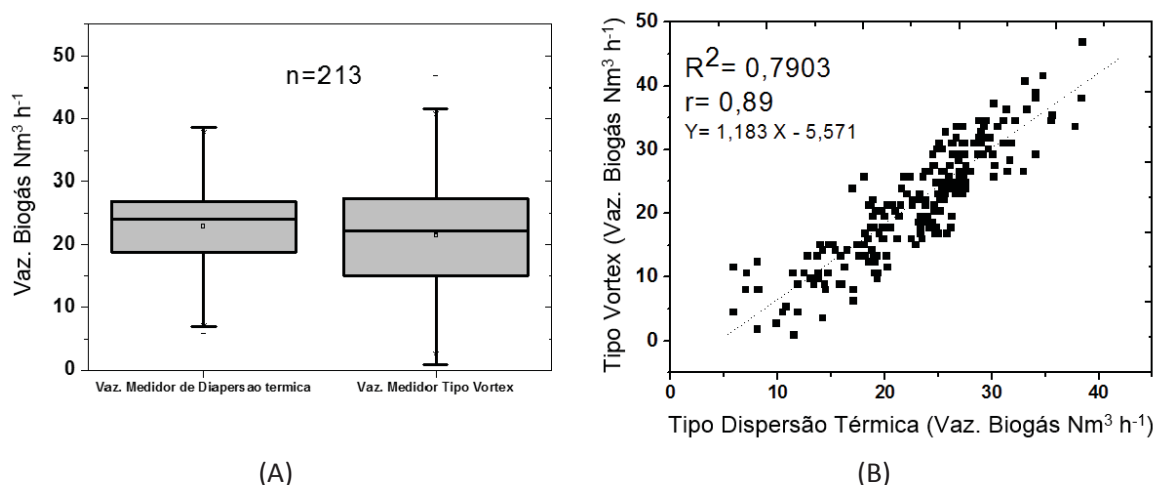
TABELA 19 – RESULTADOS DAS VAZÕES DE BIOGÁS OBTIDAS ATRAVÉS DOS MEDIDORES DE VAZÃO DO TIPO VÓRTICE E TIPO DISPERSÃO TÉRMICA.

Estatística	Vazão de biogás dispersão térmica (Nm³ h⁻¹)	Vazão de biogás Vórtex (Nm³ h⁻¹)
Mínimo	5,9	0,88
Média	22,83	21,44
Máximo	38,5	46,85
Desvio padrão	6,57	8,74

OBS: Fevereiro 2018 (M: 213 dados).

Com os dados levantados, tem-se que as vazões médias mensuradas com o medidor de vazão do tipo vórtice e tipo dispersão térmica foram de $(21,44 \pm 8,74) \text{ Nm}^3 \text{ h}^{-1}$ e $(22,83 \pm 6,57) \text{ Nm}^3 \text{ h}^{-1}$, respectivamente (Figura 40A). O coeficiente de determinação (R^2) foi de 0,7903, o que significa que os equipamentos foram eficazes, produzindo resultados diretamente proporcionais (Figura 40B). Além disto, através do teste de t-Student, com um nível de significância de 0,05, constatou-se que não houveram diferenças significativas entre as medições dos dois equipamentos. Observou-se uma diferença maior quando a vazão de biogás ficava perto de zero, em alguns instantes o medidor de vazão tipo vórtice, registrava uma maior sensibilidade registrando quase zero.

FIGURA 40 - COMPARAÇÃO ENTRE OS MEDIDORES DE VAZÃO DE BIOGÁS TIPO VORTEX E TIPO DISPERSÃO TÉRMICA

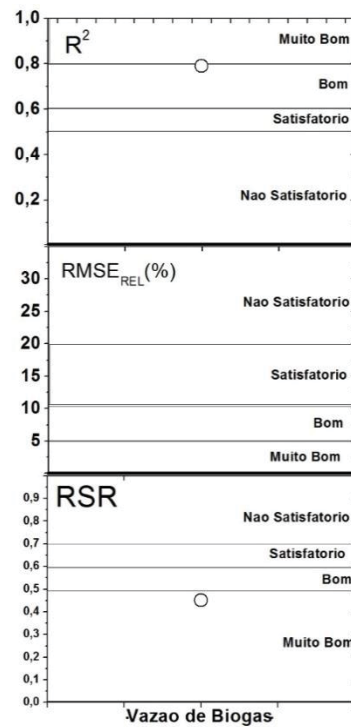


OBS: (A) COMPARAÇÃO DA VAZÃO MÉDIA DE BIOGÁS MEDIDOR TIPO VÓRTEX E DISPERSÃO TÉRMICA (B) DETERMINAÇÃO DO COEFICIENTE DE DETERMINAÇÃO (R^2)

Na Figura 41, constata-se a análise, segundo o descrito no Capítulo 4.3.2 e conforme Moriasi *et al.* (2007), Brito *et al.* (2014) e Lepot *et al.* (2016), sendo que para os métodos avaliados a comparação entre os medidores sempre esteve entre muito bom e satisfatório.

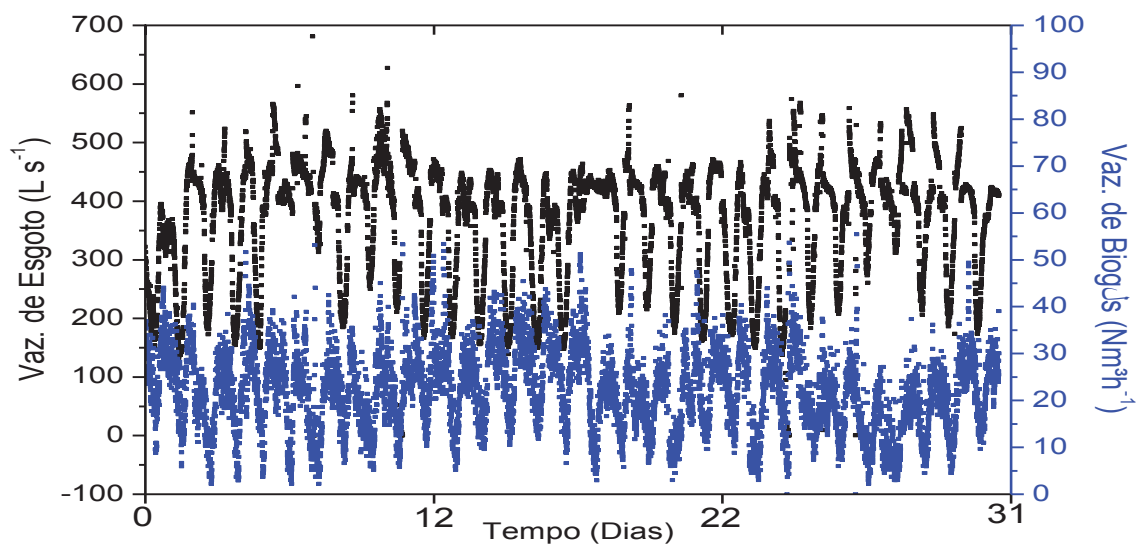
O comportamento característico da produção de biogás mensal (janeiro de 2017) está apresentado na Figura 42. De modo geral, evidencia-se que a vazão de biogás descreveu curvas padrão com intervalo de aproximadamente 1 dia, tendo vazões máximas e mínimas, apresentando comportamento temporal variável, periódico e não-estacionário, conforme estabelecem Possetti *et al.* (2013b). A vazão média de biogás produzido no período avaliado foi de $(18,04 \pm 9,63) \text{ Nm}^3 \text{ h}^{-1}$, com máximo de $79,56 \text{ Nm}^3 \text{ h}^{-1}$ e mínimo de $0 \text{ Nm}^3/\text{h}$, sendo a vazão de esgoto correspondente a $(367,25 \pm 105,12) \text{ L s}^{-1}$.

FIGURA 41 - MÉTODOS DE AVALIAÇÃO ESTATÍSTICOS PARA O CENÁRIO 2 MEDINDO VAZÃO DE BIOGÁS



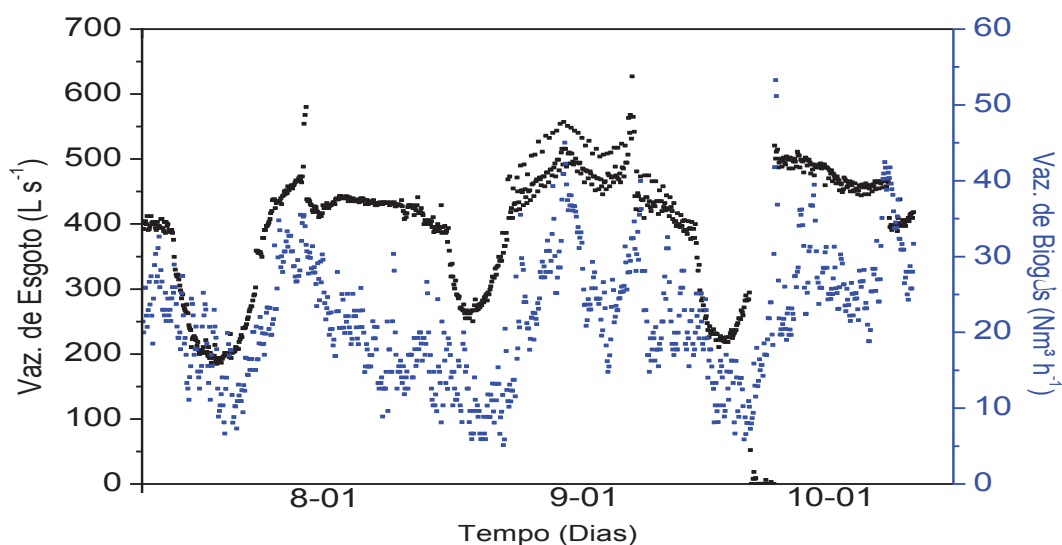
OBS: GRAFICOS DE DISPERSAO DOS INDICADORES ESTATISTICOS COEFICIENTE DE DETERMINAÇÃO (R^2), $RMSE_{REL}$ e RSR PARA CADA CENARIO COMPARANDO OS MEDIDORES DE VAZAO MENSURANDO BIOGAS

FIGURA 42 - CURVA DE VAZÃO DE BIOGÁS (Nm^3/h) E VAZÃO DE ESGOTO (L s^{-1}) EM FUNÇÃO DO TEMPO PARA O INTERVALO DE UM MÊS.



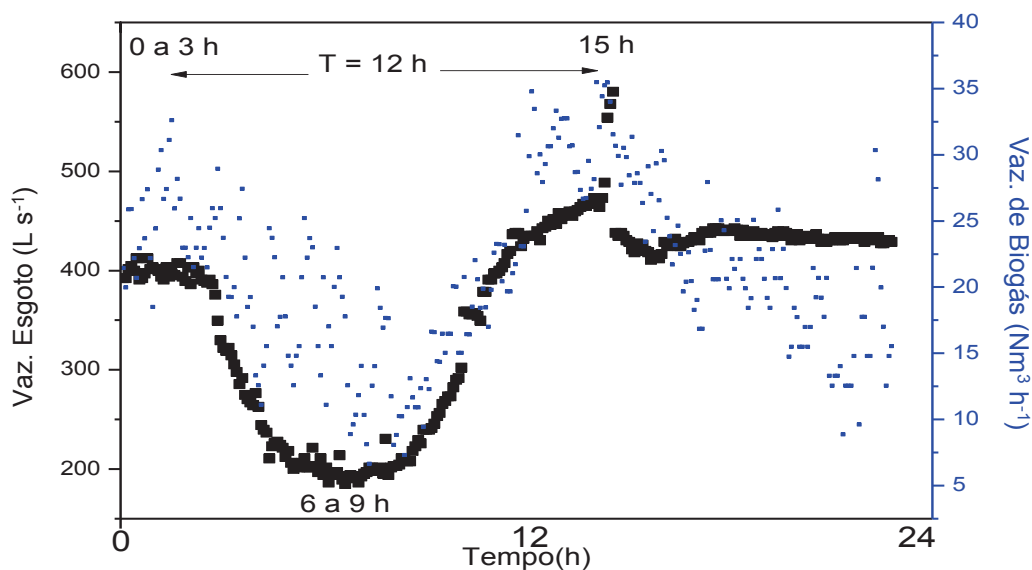
A Figura 43 apresenta o comportamento de três dias contínuos de monitoramento (8, 9 e 10 de janeiro de 2017), relacionando a vazão de esgoto e a vazão de biogás. É perceptível que existe uma grande variação horária dos valores de vazão de esgoto e biogás, conforme relatado por Possetti *et al.* (2013b). A vazão média horária de da estação do mês de janeiro 2017 foi de $(26,67 \pm 10,79) \text{ Nm}^3 \text{ h}^{-1}$, com máximo de $66,3 \text{ Nm}^3 \text{ h}^{-1}$. O valor médio revelou-se inferior a $(21,56 \pm 6,45) \text{ Nm}^3 \text{ h}^{-1}$, reportados por Possetti *et al.* (2013) para a ETE Atuba Sul, que possui 16 reatores tipo UASB.

FIGURA 43 - CURVA DE VAZÃO DE BIOGÁS ($\text{Nm}^3 \text{ h}^{-1}$) E VAZÃO DE ESGOTO (L s^{-1}) EM FUNÇÃO DO TEMPO PARA UM INTERVALO DE 3 DIAS.



Possetti *et al.* (2013b) apresentaram que as vazões máximas de produção do biogás ocorreram tipicamente entre 0 e 2 horas do dia e as vazões mínimas entre 12 e 14 horas. Este comportamento é diferente da curva encontrada no presente estudo. Esta curva apresenta picos definidos em dois instantes do dia, um primeiro entre às 0 e 3 horas e um segundo aproximadamente às 15 horas, com um tempo aproximado entre os máximos de 12 horas (FIGURA 44), tendo comportamento similar com o relatado por Cabral *et al.* (2017). Para compreender esta diferença de picos entre as estações, têm-se diversas possíveis explicações, dentre elas pode-se citar a forma da bacia hidrográfica contribuinte para a estação, bem como os hábitos, situação social e econômica da população que ali reside, a configuração e estrutura das tubulações e redes, a presença de extravasores nas ETEs, contribuição de esgoto industrial, dentre outros.

FIGURA 44 - CURVA DE VAZÃO DE BIOGÁS (NM³/H) E VAZÃO DE ESGOTO (L/S) EM FUNÇÃO DO TEMPO PARA UM INTERVALO DE 24 HORAS.



4.2.3. Caracterização quali-quantitativa do biogás, e suas relações com o comportamento temporal da carga orgânica.

Na sequência, mostra-se os dados meteorológicos na estação de tratamento monitorada (Tabela 20)

TABELA 20 - DADOS METEOROLÓGICOS NA ESTAÇÃO MONITORADA

Dia	Temperatura ¹ (°C)	Condição do tempo	Pluviometria (mm)				Media (mm)
			Dia (-1) ²	Dia (1)	Dia (2)	Dia (3)	
Coleta 1	17	Bom/Nublado	0	0	0	8	2
Coleta 2	20,1	Bom/Chuva	0	2	2	4	2
Coleta 3	16	Chuva	16	38	12	12	19,5

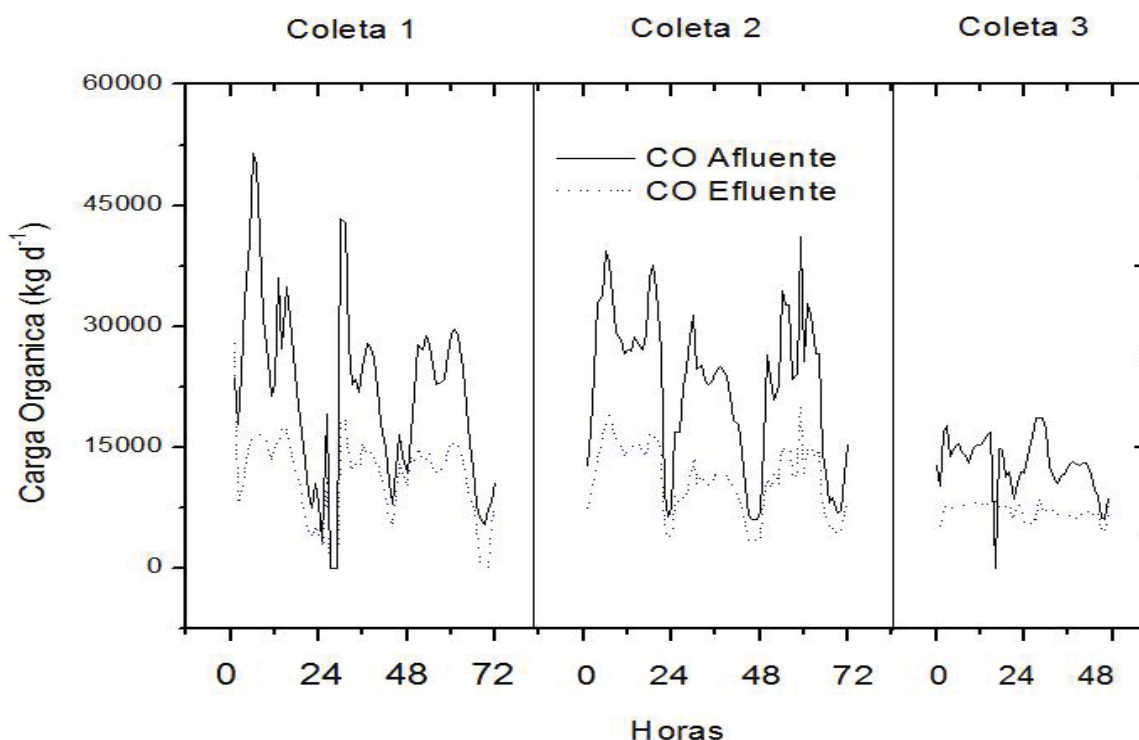
OBS: ¹ Correspondente as médias das temperaturas do período avaliado; ² Correspondente a precipitação um dia antes de iniciar a avaliação.

4.2.4. Carga Orgânica do Esgoto

Na Figura 45 pode-se observar o comportamento horário da carga orgânica (kg d⁻¹), calculada a partir da relação das medidas horárias dos sensores ultrassônico (vazão) e o espectrômetro (DQO pela Sonda). A sonda foi usada para mensurar a DQO (mg L⁻¹) do afluente e do efluente do reator, os valores para os 3 períodos, coleta 1 (72 medições) e coleta 2 (72 medições), coleta 3 (48 medições), reportaram as DQO médias do afluente iguais a (688 ± 243) mg L⁻¹ e efluente (358 ± 116) mg L⁻¹. As vazões médias de esgoto foram (345 ± 120) L s⁻¹, inferior a vazão de projeto. Portanto, a carga orgânica

do afluente dos reatores foi $(19782 \pm 9949) \text{ kg.d}^{-1}$ e a carga orgânica no efluente foi $(10133 \pm 4566) \text{ kg.d}^{-1}$.

FIGURA 45 - CURVAS DE CARGA ORGÂNICA (KG D^{-1})



Os reatores UASB apresentaram eficiência média de remoção de DQO de $(47,25 \pm 12,03) \%$ e a carga orgânica média removida foi de $(9989 \pm 5980) \text{ kgd}^{-1}$. Logo, as eficiências de remoção, encontraram-se abaixo dos valores reportados por Aisse *et al.* (2002), Oliveira e Von Sperling, (2011). A carga orgânica removida, apresentou-se similar da média obtida por Bilotta e Ross (2016), para uma ETE equivalente. Já a carga orgânica volumétrica aplicada nos reatores UASB foi de $(1,70 \pm 0,81) \text{ kgDQO m}^3\text{d}^{-1}$, o qual está de acordo com os valores relatados por Lettinga *et al.* (1983) Aisse *et al.* (2002).

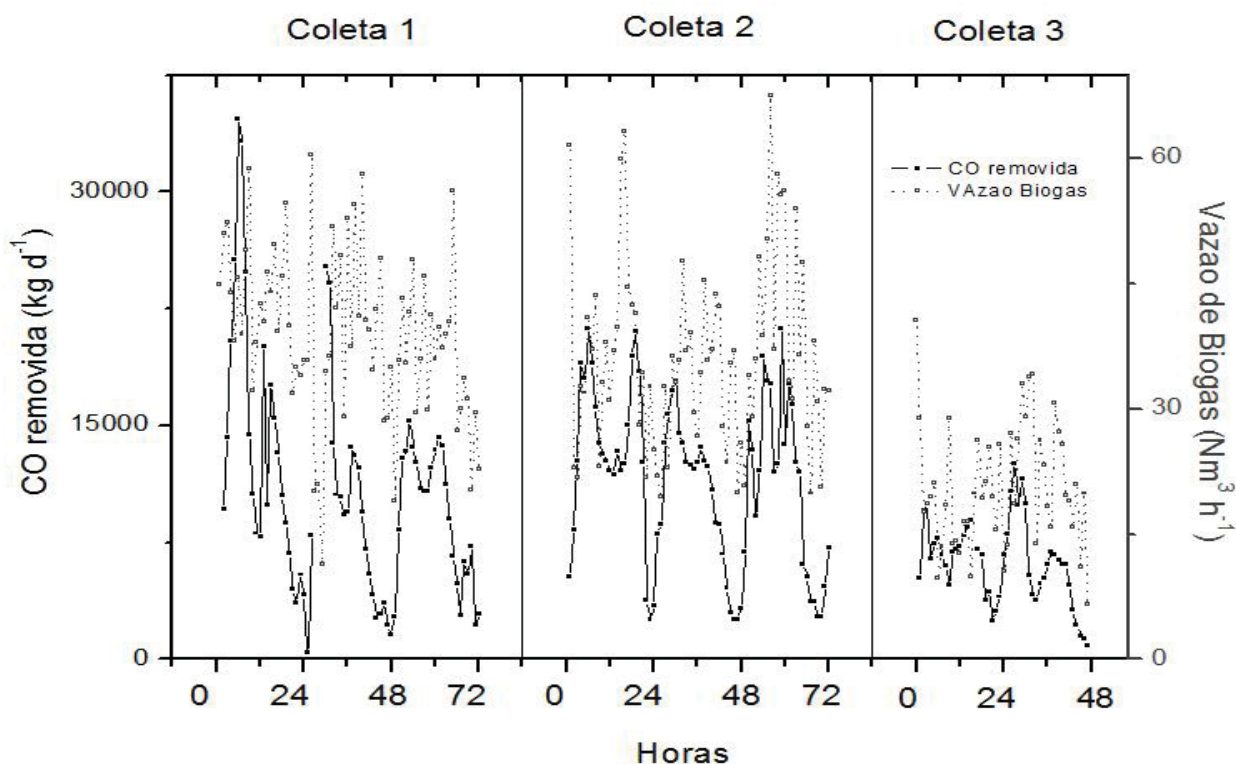
Obtiveram-se valores do tempo de detenção hidráulico (TDH) $(9,58 \pm 2,29) \text{ h}$, coerentes com aos reportados por Oliveira e Von Sperling (2011), Chernicharo *et al.* (2015), Metcalf & Eddy (2016), entre 6 e 10 horas, em termos de vazão média, respeitando as recomendações da norma brasileira NBR 12209 (ANBT, 2011).

4.2.5. Caracterização e Produção do Biogás

Na Figura 46 apresenta-se o comportamento entre a carga orgânica removida (kg d^{-1}) e a vazão de biogás ($\text{Nm}^3 \text{h}^{-1}$) produzida na ETE. As curvas apresentam comportamentos temporais que podem ser utilizados para justificar a produção de biogás, corroborando com o descrito por Possetti *et al.* (2013) e Cabral *et al.* (2017).

Na Figura 47 são apresentados os comportamentos das concentrações horárias do biogás (qualidade) e os histogramas dessas medições. Os valores coletados, foram para metano (CH_4) ($82,32 \pm 3,62$) % v/v, dióxido de carbono (CO_2) ($2,66 \pm 1,19$) % v/v e sulfeto de hidrogênio (H_2S) (3453 ± 1268) ppm. Apesar de o equipamento ser capaz de mensurar os teores de oxigênio (O_2), decidiu-se não apresentar os valores no gráfico, porque teve um valor constante de zero % v/v. Para completar o 100% v/v na composição do biogás, atribuiu-se que a diferença corresponde ao nitrogênio (N_2) ($\sim 12,02$) % v/v, conforme propõe Noyola *et al.* (2006), atribuído ao gás dissolvido no esgoto, e removido na fase gasosa do reator.

FIGURA 46 - CURVA DE CARGA ORGÂNICA REMOVIDA (Kg d^{-1}) E CURVA DE VAZÃO DE BIOGÁS ($\text{Nm}^3 \text{h}^{-1}$) EM FUNÇÃO DO TEMPO

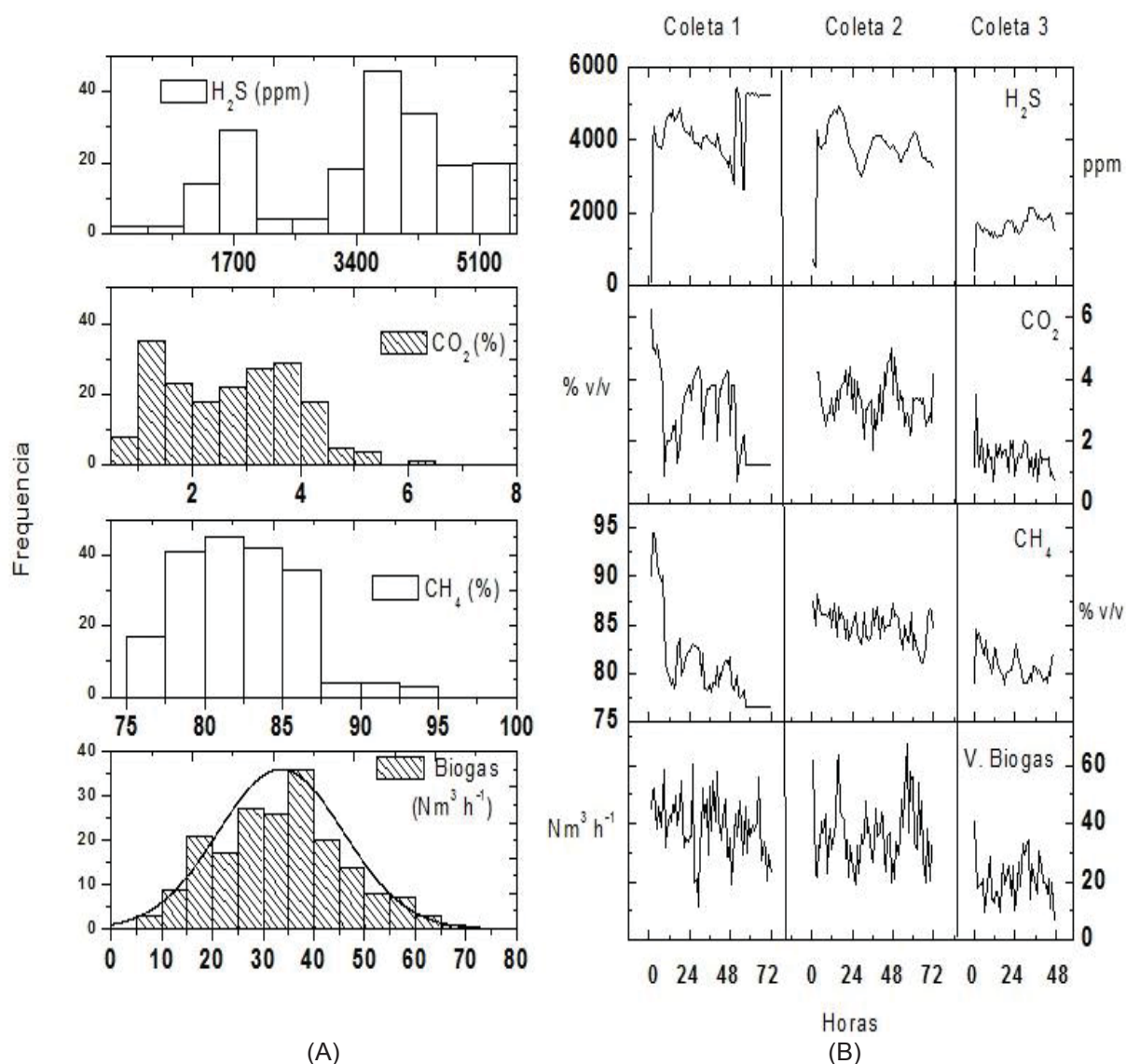


Os resultados, apresentados na presente pesquisa, indicam que o controle e o monitoramento das características do biogás gerado devem ser realizados continuamente, visto que variações bruscas podem acontecer, essas variações podem ser por condições climáticas e características da bacia e da população de contribuição da ETE ou ocorrência de distúrbios no processo de digestão anaeróbia (WEF, 1994; WEF, 1998, BRASIL, 2017). Na Figura 47 apresenta-se os diferentes gráficos temporais e de frequência dos parâmetros medidos através do medidor de vazão de biogás e do medidor de composição de biogás.

Na Figura 47A constata-se os histogramas para as diferentes grandezas mensuradas, no caso do H_2S obteve-se os maiores agrupamentos entre 1700 ppm e 3700 ppm. Destaque-se a existência de dois dados multimodais, para as coletas 1 e 2 os valores oscilaram principalmente entre 3500 e 5500 ppm, assim tem-se outros valores agrupados pertencentes maioritariamente da coleta 3,

onde os valores localizaram-se principalmente no intervalo de 500 e 3000 ppm. Os dados multimodais geralmente ocorrem quando os dados são coletados a partir de mais de um processo ou condição, acredita-se que a chuva poderia ser a explicação do comportamento apresentado. No período compreendido na coleta 3, teve uma precipitação média de 19,5 mm, em comparação com as coletas 1 e 2 com medias de precipitação de 2 mm, os valores foram registrados de um pluviômetro localizado na ETE.

FIGURA 47 - COMPORTAMENTO DAS CONCENTRAÇÕES HORARIAS DO BIOGÁS (QUALIDADE) E OS HISTOGRAMAS DESSAS MEDIÇÕES



OBS: (A) DISTRIBUIÇÃO DOS DADOS DE H₂S, CO₂, CH₄ E VAZÃO DE BIOGÁS PARA TODOS OS PERÍODOS AVALIADOS; (B) COMPORTAMENTO TEMPORAL DO H₂S, CO₂, CH₄ E VAZÃO DE BIOGÁS DE CADA PERÍODO AVALIADO.

Destaque-se que a concentração mínima de H_2S foi de 130 ppm e a máxima de 5.457 ppm (FIGURA 47B). Os dados obtidos, podem ser interessantes para adequar, por exemplo, os sistemas de dosagem de químicos para controlar odor próprio das ETEs anaeróbias ou aumento da dosagem nos horários onde, espera-se maiores concentrações de H_2S . No entanto, para um aproveitamento do biogás com fins energéticos faz-se necessário o tratamento do gás. Por exemplo, grupos moto geradores tipicamente demandam concentrações de H_2S abaixo de 130 ppm para o seu bom funcionamento (SOREANU *et al.*, 2011).

O dióxido de carbono apresenta, dentro dos valores reportados por Noyola *et al.* (2006), distribuição dos dados coletados assimétrica à esquerda, sendo as concentrações mínima de 0,7 e máxima de 6,2 % v/v.

Para o metano, identificaram-se valores máximos de 94,5%, mínimo de 76,56%. Pode-se mencionar que a maior agrupação da série de dados, localiza-se no intervalo de (75 e 87,5) %. Também, evidencia-se novamente que os menores valores ocorreram na coleta 3, obtendo-se os mínimos históricos da pesquisa nesse período, podendo afetar a condição meteorológica, conforme ao descrito por Possetti *et al.* (2013) e Cabral *et al.* (2017).

A vazão de biogás apresentou uma distribuição relativamente simétrica, tendo a maior frequência de leituras quando o equipamento mensurou entre (25 e 45) Nm^3d^{-1} , na figura 47A evidencia-se uma linha de distribuição normal, onde os dados se ajustaram bem a distribuição. A vazão de Biogás junto com a qualidade do biogás, poderá ser de grande ajuda por exemplo para a compra e instalação de um queimador ou a possível instalação de um gasômetro para armazenamento do biogás gerado na estação.

Quando comparada a carga orgânica removida, com os parâmetros vazão de biogás, percentual de CH_4 , percentual CO_2 , concentração de H_2S , constatou-se que a carga orgânica está correlacionada positivamente com os quatro parâmetros, obtendo-se, maiores coeficientes de correlação, para a vazão de biogás e percentual do CH_4 , 0,44 e 0,36 respectivamente. Assim, verificou-se que não existem influências diretas entre percentual de CH_4 , com a concentração de H_2S . Também, evidenciou-se uma relação positiva de 0,52 entre a vazão de biogás e a concentração do H_2S . Formou-se por apresentar a tabela obtida pelo método de Spearman, conforme Tabela 21.

TABELA 21 - MATRIZ DE CORRELAÇÕES ENTRE OS PARÂMETROS ANALISADOS

	Carga Orgânica Removida	Vazão Biogás	CH_4	CO_2	H_2S
Carga Orgânica Removida	1	0,43	0,36	0,29	0,32
Vazão Biogás	0,43	1	0,15	0,30	0,52
CH_4	0,36	0,15	1	0,57	-0,01
CO_2	0,29	0,30	0,57	1	0,25
H_2S	0,32	0,52	-0,01	0,25	1

OBS: Nível de significância ao $P < 0,05$ (5%)

4.2.4. Produção específica de biogás

Atualmente, a estação atende uma população de aproximadamente 179.048 habitantes, sabendo que a produção de biogás média, no período avaliado, para os 6 reatores UASB, foi de $(36,46 \pm 12,35) \text{ Nm}^3 \text{ h}^{-1}$, tem-se que a taxa de produção de biogás *per capita* da ETE foi de $(4,51 \pm 1,65) \text{ NLhab.d}^{-1}$. A taxa de produção de biogás por carga removida foi de $(80,4 \pm 29,68) \text{ NL kg}^{-1} \text{ DQO}$.

Valores relativamente inferiores foram reportados por Cabral et al. (2017), quando estabeleceram rendimentos unitários para ETEs que empregam reatores UASB. Os valores obtidos variaram entre $(81 \text{ a } 142) \text{ CH}_4 \text{ NL kg}^{-1}$ e as eficiências de remoção de DQO de 63 a 88%.

As relações unitárias obtidas para a ETE estudada $(4,51 \pm 1,65) \text{ NL hab.d}^{-1}$ estão abaixo da pior situação (média $9,8 \text{ NL hab.d}^{-1}$) reportada por Lobato et al. (2012). Quando foi estudada por separada a coleta 3, a taxa de produção de biogás *per capita* da ETE tem ainda uma diminuição considerável, sendo a sua média de $(2,72 \pm 1,03) \text{ NL hab.d}^{-1}$. Os períodos de chuva intensos fizeram que a produção de biogás fosse reduzida, esse efeito da chuva em reatores UASB foi reportado também por Waiss e Possetti (2015).

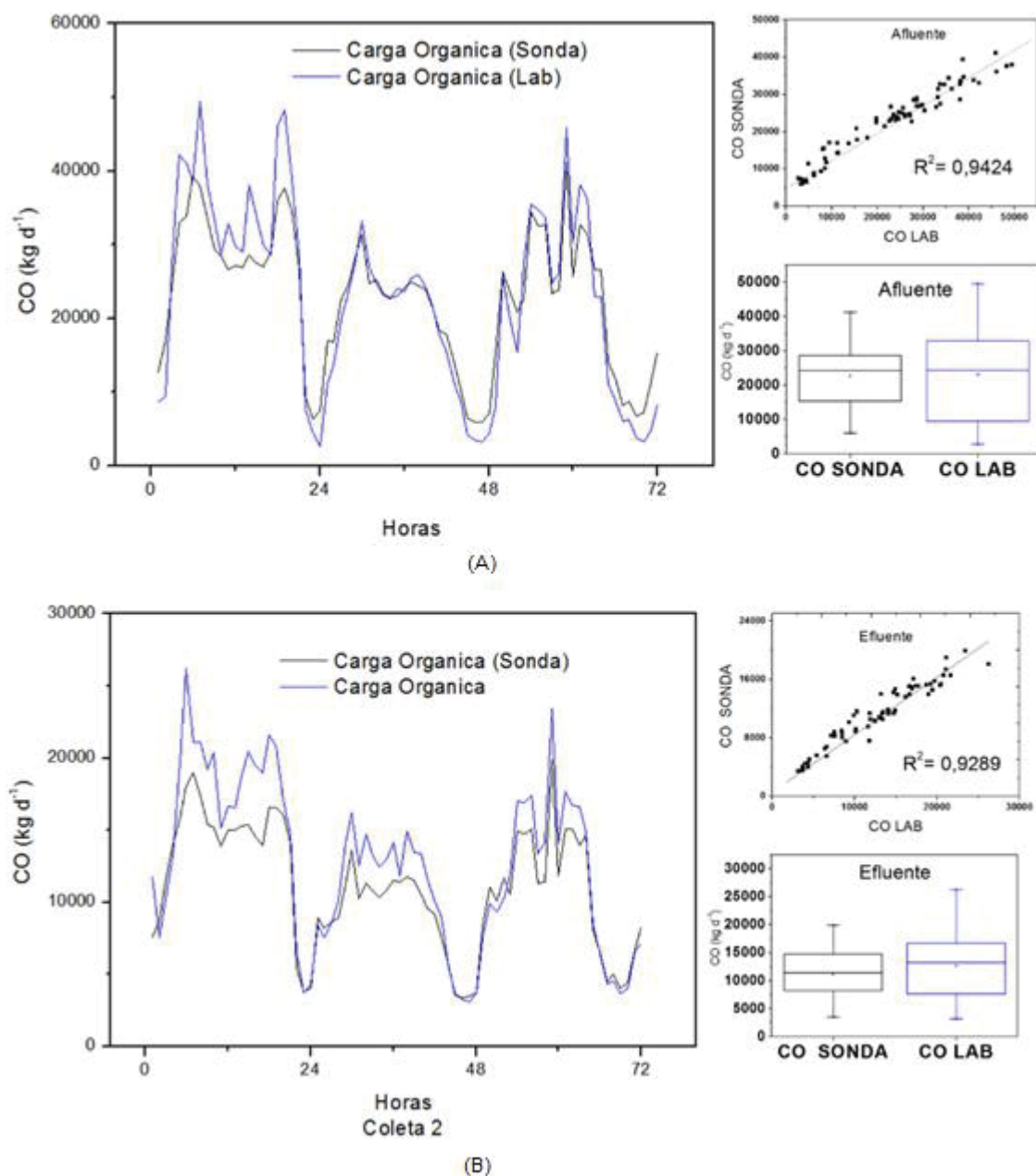
4.2.5. Outros comentários da Carga Orgânica

Na Figura 48 consta-se, o comportamento da Carga Orgânica (kg d^{-1}), de entrada e saída dos reatores UASB, na coleta 2.

A Figura 48A descreve a carga orgânica mensurada através dos equipamentos de medição online (preto) e carga orgânica medida com os métodos de laboratório (azul). Observa-se que as duas curvas de cargas orgânicas apresentam comportamentos similares, quando foram avaliadas as medições usando o coeficiente de determinação (R^2) foi 0,9424, ficando no intervalo muito bom, segundo os mesmos critérios de avaliação utilizados no decorrer da pesquisa.

Assim, na Figura 48B, constata-se o mesmo análise da carga orgânica, agora feito na saída do reator. O coeficiente de determinação (R^2) foi 0,9289, quando se compararam a carga medida de forma online e a carga orgânica medida pelos métodos laboratoriais. Indicando, em ótimos percentagens (94,24% e 92,89 respectivamente), o quanto os equipamentos (medidor ultrassônico e Sonda) conseguem explicar os valores observados.

FIGURA 48 – COMPARAÇÃO CARGA ORGÂNICA MEDIDA ONLINE E MEDIDA NO LABORATÓRIO (COLETA 2)

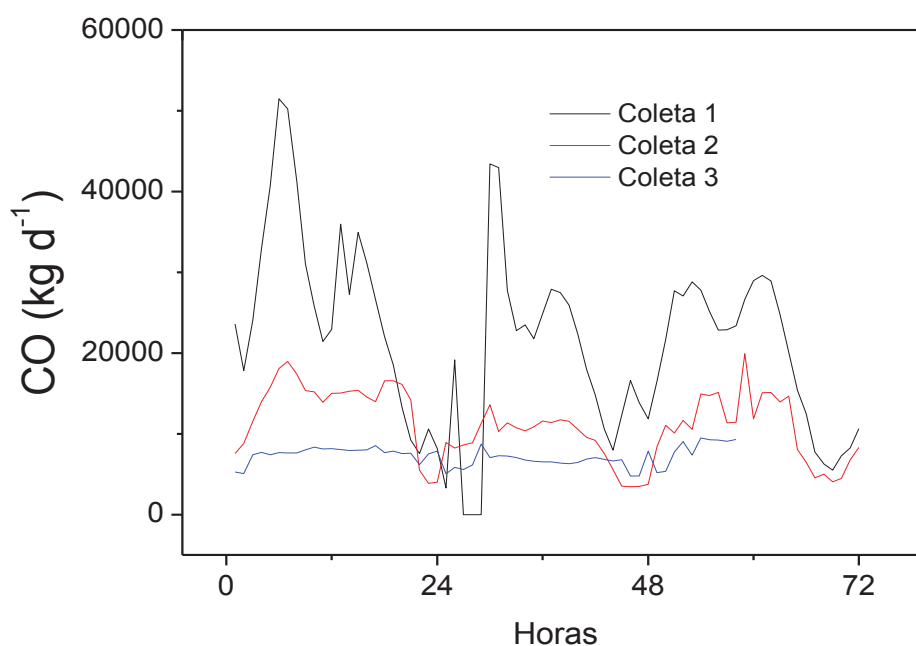


OBS: (A) AFLUENTE: COMPARAÇÃO DAS MEDIÇÕES FEITAS PELO MEDIDOR DE DQO (SONDA) E A DQO MEDIDA NO LABORATÓRIO, *BOXPLOT*, R^2 ; (B) EFLUENTE: COMPARAÇÃO DAS MEDIÇÕES FEITAS PELO MEDIDOR DE DQO (SONDA) E A DQO MEDIDA NO LABORATÓRIO, *BOXPLOT*, R^2

Na Figura 49, constata-se as curvas das 3 coletas (cargas orgânicas) para o afluente do reator, evidencia-se o fato que na coleta 3 (Azul) a Carga Orgânica apresentou menores valores. A média pluviométrica das coletas 1 e 2 foram de 2 mm cada, em contraste com a média obtida para o período descrito como coleta 3, foi de 19,5 mm de precipitação (TABELA 20).

A sua vez, os valores de vazão de esgoto médio para as coletas 1,2 e 3 foram $(304 \pm 120) \text{ L s}^{-1}$, $(326 \pm 107) \text{ L s}^{-1}$, $(454 \pm 48) \text{ L s}^{-1}$ respectivamente, nesta vez a contribuição de águas pluviais foi de quase 30% no vazão médio de esgoto, apresentando divergência com a porcentagem do aporte das águas de chuva de 11,7% da vazão afluyente, obtida por Samways e Aisse (2004) na mesma Estação.

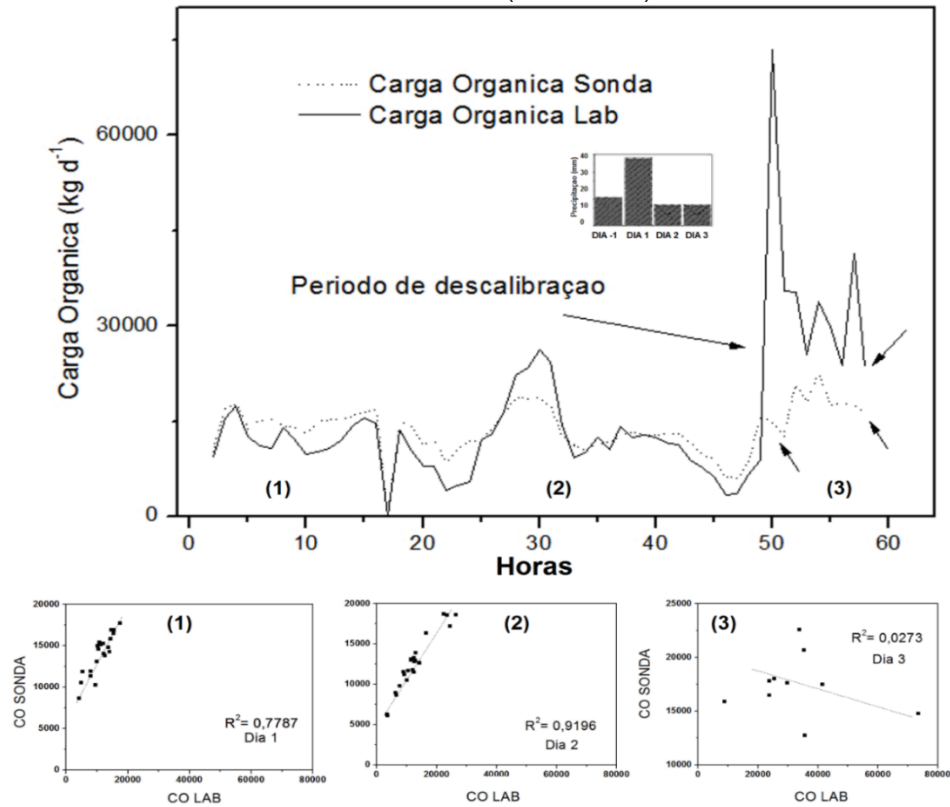
FIGURA 49- CARGA ORGÂNICAS USANDO EQUIPAMENTOS DE MEDIÇÃO *ONLINE*



Em contrapartida, na coleta 3 os resultados das medições da carga orgânica, constatou-se, uma boa aderência entre os valores registrados nos dias 1 e 2, medidos pelos os equipamentos *online* e no laboratório. Obtendo-se um coeficiente de determinação, Bom ($R^2=0,7797$) (1) para o dia 1 e Muito Bom ($R^2=0,9196$) (2) para o dia 2 (FIGURA 50). No entanto, no dia 3 o sistema de medição online da DQO sofreu uma descalibração, evidencia mediante o coeficiente de determinação ($R^2=0,0273$) sendo necessário explanar que o comportamento, aconteceu baixo as mesmas condições de operação (eletromecânicas), mas as condições metrológicas mudaram, a concentração do esgoto, foi ficando diluído devido à alta média de precipitação sucedida na bacia contribuinte da ETE.

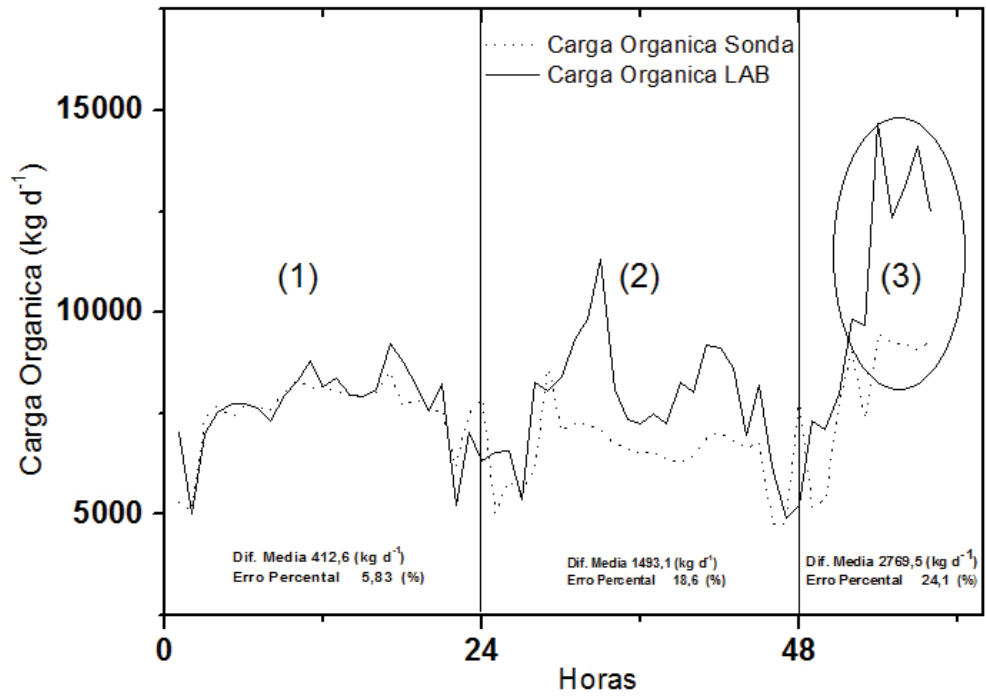
Por outro lado, no que concerne as medições de carga orgânica para o efluente, evidenciou-se que no decorrer da coleta 3, a sonda foi tendo uma diferenca maior, entre os valores medidos pelos equipamentos e os valores mensurados no laboratório $\Delta(\text{CO}_{\text{online}} - \text{CO}_{\text{Lab}})$, $421,6 \text{ kg d}^{-1}$ Dia 1, $1493,1 \text{ kg d}^{-1}$ Dia 2, $2769,5 \text{ kg d}^{-1}$. A sua vez, os erros médios percentuais também foram-se incrementando, 5,83%, 18,6% e 24,1%, para os dias 1,2 e 3 respetivamente. (FIGURA 51). Destaque-se que durante todo o período (Coleta 3) os milímetros de precipitação foram muito maiores, comparando com os outros períodos.

FIGURA 50 - COMPARAÇÃO CARGA ORGÂNICA MEDIDA ONLINE E MEDIDA NO LABORATÓRIO (COLETA 3).



OBS: AFLUENTE: COMPARAÇÃO DAS MEDIÇÕES FEITAS PELO MEDIDOR DE DQO (SONDA) E A DQO MEDIDA NO LABORATÓRIO; (1) COEFICIENTE DE DETERMINAÇÃO PARA O DIA 1; (2) COEFICIENTE DE DETERMINAÇÃO PARA O DIA 2; (3) COEFICIENTE DE DETERMINAÇÃO PARA O DIA 3.

FIGURA 51 - COMPARAÇÃO CARGA ORGÂNICA MEDIDA ONLINE E MEDIDA NO LABORATÓRIO (COLETA 3). EFLUENTE



A calibração utilizada nesta etapa do trabalho, foi a calibração linear local, porque foi a que melhor se adaptou tanto para o afluente e efluente do reator. Em concordância com o descrito por Vanrolleghem e Lee (2003), Brito *et al.* (2014), Lepot *et al.* (2016) quando avaliaram outras matrizes de água, como rios, lagos e sistemas de drenagem. Isso torna o fato da descalibração ser um acontecimento que ainda precisa de mais estudos, porque o desajuste aconteceu em um momento específico do estudo, sob condições metrológicas diferentes das condições de calibração (chuva).

A mudança drástica na composição do esgoto (matriz da água) pode enfraquecer a relação de calibração entre a absorbância medida pela sonda e a DQO real. Lembrando que ela é construída a partir de uma curva de calibração fornecida pelo fabricante que pode ser ajustada com a calibração local linear.

Knapik *et al.* (2014) salientam que a matéria orgânica, em uma mostra de água, pode estar composta por diferentes substâncias, com origem tanto pedogênica (compostos aromáticos), como aquagênica (compostos alifáticos), além de compostos como proteínas, peptídeos e lipídeos. Os autores trabalharam em rios e outras fontes de águas superficiais, a variabilidade da matriz em esgoto dependera de muitos outros fatores, como a forma da bacia hidrográfica contribuinte para a estação, bem como os hábitos, situação social e econômica da população que ali reside, a configuração e estrutura das tubulações, redes e a infiltração ou inserção de águas de origem pluvial que possam alterar a vazão de entrada da estação.

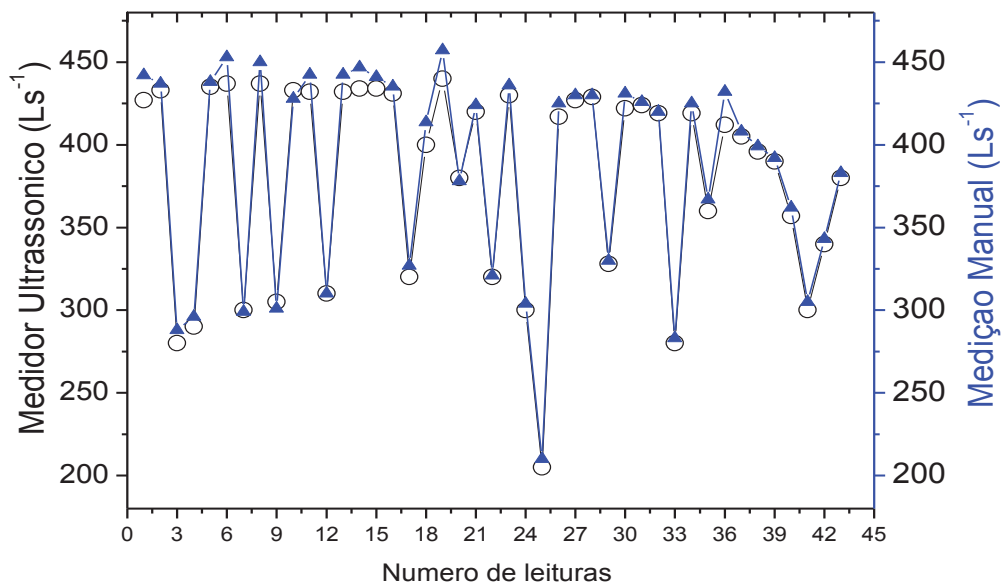
Destaque-se, o equipamento usado para medir (DQO) não permite a visualização dos valores de absorbância e de longitudes de onda, que poderiam ajudar a entender a composição do esgoto no dia 3 da coleta 3. Considerando as características do espectro de absorbância e dos compostos que podem estar contribuindo para os valores de DQO é possível identificar os comprimentos de onda que, potencialmente, melhor se relacionam com os compostos presentes (KNAPIK *et al.* 2014). Os compostos dissolvidos numa amostra de água apresentam características específicas de absorvência da luz em função da respectiva estrutura molecular, do comprimento de onda e da concentração do composto na amostra (VANROLLEGHEM *et al.*, 2003). Tais afirmações reforçam o fato da formação dos esgotos sanitários onde a adição de impurezas a água de origem resulta em características bem definidas, as quais sofrem variações ao longo do tempo em virtude das transformações internas decorrentes da desintegração e decomposição contínua da matéria orgânica.

4.3. AVALIAÇÃO DOS OS MÉTODOS DE CARACTERIZAÇÃO METROLÓGICA, INCLUINDO A ANÁLISE DE INCERTEZAS DA MEDIÇÃO DO ESGOTO E BIOGÁS.

4.3.1. Comparação do medidor de vazão de canal aberto, tipo Calha Parshall por meio de medição manual e por medidor ultrassônico

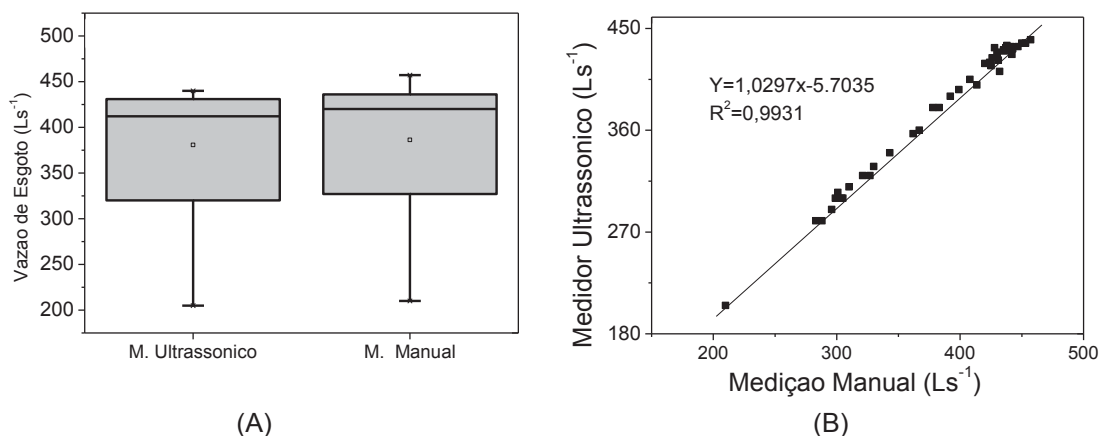
Na Figura 52 consta a comparação entre as vazões de esgoto na Calha Parshall, mensuradas por meio da medição manual e por medidor ultrassônico. Como pode ser observado, as técnicas utilizadas para a estimativa de vazão evidenciaram comportamentos semelhantes, indicando uma variação média de vazão de esgoto entre ambas de 6 L s⁻¹ ou 1,56%.

FIGURA 52 - COMPARAÇÃO DA VAZÃO DE ESGOTO NA CALHA PARSHALL POR MEDIÇÃO MANUAL E MEDIDOR ULTRASSÔNICO.



A média da vazão de esgoto na Calha Parshall estimada com o medidor ultrassônico foi $381 \pm 60,73 \text{ L s}^{-1}$, já para as estimativas realizadas de forma manual foi de $386 \pm 62,74 \text{ L s}^{-1}$. O coeficiente de determinação (R^2) encontrado foi de 0,9931, apresentando valores de vazões estatisticamente semelhantes para ambas as técnicas de medições empregadas no trabalho (FIGURA 53).

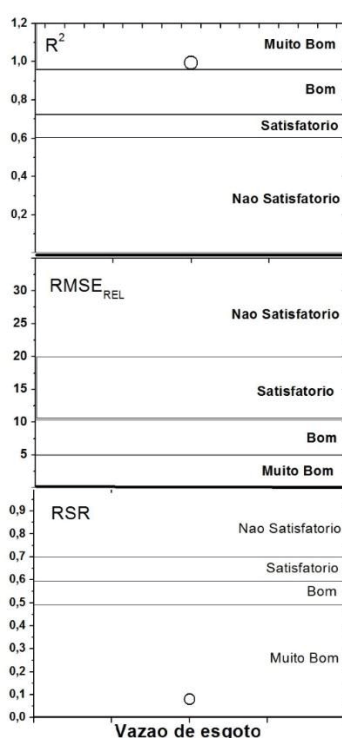
FIGURA 53 – AVALIAÇÃO DA VAZÃO DE ESGOTO MEDIDA NA CALHA PARSHALL POR MEDIÇÃO MANUAL E MEDIDOR ULTRASSÔNICO



OBS: (A) COMPARAÇÃO DA VAZÃO MÉDIA DE ESGOTO NA CALHA PARSHALL E (B) DETERMINAÇÃO DO COEFICIENTE DE DETERMINAÇÃO (R^2) POR MEDIÇÃO MANUAL E MEDIDOR ULTRASSÔNICO.

Da mesma maneira como foram testados os equipamentos nos objetivo 1 e objetivo 2, utilizaram-se o Coeficiente de determinação, $RMSE_{REL}$ e RSR e a prova de hipóteses *t-Student*, para avaliar a comparação entre as vazões de esgoto na Calha Parshall mensuradas por meio da medição manual e por medidor ultrassônico, a Figura 54, mostram os seguintes índices, para a vazão do Afluente, o coeficiente de determinação, $RMSE_{REL}$ e RSR, classificaram-se, Muito bom. A análise serviu para corroborar as tecnologias já consolidadas, com os dados avaliados com os mesmo instrumentos estatísticos que ponderaram os equipamentos empregados para mensurar as outras grandezas de importância medidas no presente trabalho.

FIGURA 54 - MÉTODOS DE AVALIAÇÃO ESTATÍSTICOS PARA O MEDIDOR ULTRASSÔNICO MEDINDO VAZÃO DE ESGOTO



OBS: GRÁFICOS DE DISPERSÃO DOS INDICADORES ESTATÍSTICOS COEFICIENTE DE DETERMINAÇÃO (R^2), $RMSE_{REL}$, RSR PARA VAZÃO DE ESGOTO NA CALHA PARSHALL POR MEDIÇÃO MANUAL E MEDIDOR ULTRASSÔNICO

4.3.2. Avaliação da Incerteza do Medidor de vazão ultrassônico de esgoto

As diretrizes reportadas no GUM (BIPM, 2008) foram utilizadas para estimar as incertezas inerentes ao Medidor de vazão ultrassônico de esgoto, para tanto, primeiramente, foram identificados os efeitos de cada fonte de incerteza (i), os quais foram individualmente quantificados e expresso em termos de incerteza padrão (u_i) e de seu respectivo número de graus de liberdade (V_i). A incerteza padrão foi considerada como a incerteza do resultado da medição expresso como um desvio padrão.

Foram enquadradas como Incertezas Tipo A, obtidas pela análise estatística de série de observações independente, as respostas do medidor de vazão ultrassônico foram mensuradas 05 vezes em condições de repetibilidade (a vazão permaneceu uniforme durante alguns minutos, sua resposta foi consecutivamente mensurada ao longo de 5 vezes) ($M=5$). Por sua vez, as reprodutibilidades do medidor foram consideradas como suas precisões estimadas a partir de 3 sucessivas medições efetuadas em condições modificadas, neste caso a condições de operação e tempo (a resposta do medidor foi consecutivamente mensurada ao longo de 3 dias, $M=3$).

Procederam-se a enquadrar como incertezas tipo B, aquelas não tenha sido obtida de observações repetidas, como informações prévias de medição. Especificamente as informações do certificado de calibração, resolução do medidor padrão utilizado na calibração periódica da estação, resolução do medidor de vazão. Foram feitas as seguintes considerações para o cálculo da incerteza, condições ambientáveis estáveis e controladas para o funcionamento do equipamento, sem vibrações (foi verificado que o equipamento fica fixo a um suporte sem vibrações). As Incertezas do tipo B foram estimadas por médio de cálculo do desvio padrão de uma distribuição de probabilidade assumida. Neste caso, a incerteza padrão foi obtida por médio de um valor limite, dividido por um coeficiente. Para distribuições de probabilidade simétricas retangulares com meia-largura, adotou-se um coeficiente $\sqrt{3}$, e para o caso do Incerteza de medidor padrão (certificado), adotou-se um coeficiente ($k=2$).

A Tabela 22 expõe as principais características metrológicas inerentes ao medidor de vazão ultrassônico, para medir a vazão de entrada na estação de esgoto. Os fatores de abrangência ($K_{V_{eff}}^P$) de 2,7764. A sua vez, os número de graus de liberdade efetivos (V_{eff}) (ANEXO A) calculados resultaram 4,09 assumindo-se então o valor de 4.

Na Figura 55, observam-se a contribuição percentual na composição da incerteza padrão combinada de cada incerteza padrão para o medidor ultrassônico de vazão de esgoto, sendo a incerteza tipo A aquela com maior parcela percentual.

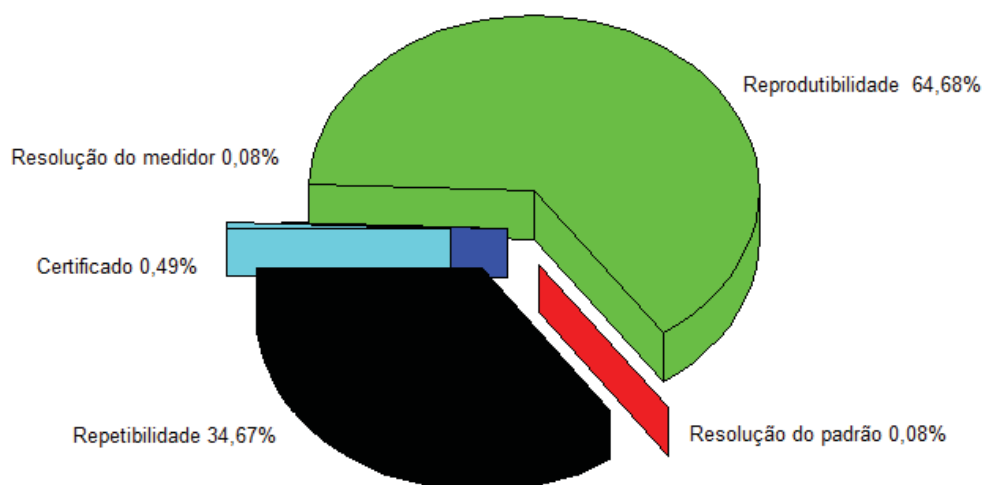
TABELA 22 PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS METROLÓGICAS INERENTES DO MEDIDOR ULTRASSÔNICO VAZÃO DE ENTRADA A ESTAÇÃO.

Fontes de Incerteza				Distribuição de probabilidade	Divisor	Coeficiente de sensibilidade		Incerteza Padrão	Graus de Liber.	%
N	Descrição	Valor	Unidade			Valor	Unidade			
1	Repetibilidade $M=5$	0,1264	L s ⁻¹	Normal		1	L s ⁻¹	0,126	4	34,67
2	Reprodutibilidade $M=5$	0,1721	L s ⁻¹	Normal		1	L s ⁻¹	0,1721	2	64,68
3	Resolução do padrão	0,01	L s ⁻¹	Retangular	$\sqrt{3}$	1	L s ⁻¹	0,006	∞	0,08
4	Resolução do medidor	0,01	L s ⁻¹	Retangular	$\sqrt{3}$	1	L s ⁻¹	0,006	∞	0,08
5	Incerteza de medidor padrão (certificado)	0,03	L s ⁻¹	Normal	2	1	L s ⁻¹	0,015	∞	0,49
Incerteza Padrão Combinada								0,2139		

Incerteza Padrão Combinada U_c	Graus de liberdade V_{eff}	Fator de abrangência	Incerteza expandida (U) (Probabilidade 95%)	Unidade
0,2139	4	2,7764	0,59	L s ⁻¹

OBS: M é o número de medições

FIGURA 55 – CONTRIBUIÇÃO PERCENTUAL NA COMPOSIÇÃO DA INCERTEZA PADRÃO PARA O MEDIDOR ULTRASSÔNICO DE VAZÃO DE ESGOTO



4.3.3. Avaliação da Incerteza do Medidor da Demanda Química de Oxigênio para o Afluente do Reator UASB

Estudou-se a avaliação da incerteza associada à determinação de DQO, SST, utilizando o sistema de medição Carbolysar já instalado na ETE. Nesta parte apresentam-se os resultados obtidos tendo em conta a sequência descrita GUM (BIPM, 2008).

O sistema de medição da DQO e SST, possibilita a obtenção dos valores dos mensurados pela relação entre concentração da mostra em mg.l^{-1} e absorvância, baseada na Lei de Beer-Lambert. Para isso assume-se que o equipamento foi testado e calibrado pelo fabricante e o método de medição verificado, o sistema emprega a espectrofotometria na gama ultravioleta e visível (UV-Vis), onde a luz provoca transições eletrônicas ou, mais precisamente, transições entre estados eletrônicos das moléculas. É uma técnica rápida e simples de programar, usada para avaliação da qualidade de águas

No processo de verificação assume-se por exemplo que tem uma avaliação indireta efetuada para determinação dos parâmetros como Demanda Química de Oxigênio e Sólidos Suspensos Totais. Também uma avaliação direta centrando no conhecimento da exatidão dos métodos de ensaio, os requisitos mínimos para a validação de um método de ensaio dependem do tipo de método em causa e compreendem o estudo e conhecimento de alguns ou mesmo de todos os parâmetros apresentados abaixo (MAGNUSSON E ÖRNEMARK, 2014)

Para Magnusson e Örneemark (2014) aspectos como linearidade, limiares analíticos (Limite de Detecção e Limite de Quantificação), seletividade, correspondem ao equipamento, sabendo que a faixa de concentração dos parâmetros depende, ainda, do tipo de meio que é definido pela curva inserida no equipamento para interpretar os parâmetros específicos. O fabricante salienta que as curvas utilizadas

são produto de diferentes trabalhos desenvolvidos, com mais de 300.000 amostras em escala internacional.

Embora os processos de verificação possam ser empregados para compensar os efeitos sistêmicos, os efeitos aleatórios não podem ser completamente eliminados (ALBERTAZZI e SOUZA, 2008). Os autores enfatizam a necessidade de quantificar e incluir os efeitos aleatórios por meio de uma faixa de dúvida eles chamam incerteza.

Sendo assim, o sistema de medição, contém uma curva Global, para ler, só quatro parâmetros, no afluente a DQO_{total}, no efluente DQO_{total}, SST, Temperatura, de código GC3IDQOTV20T.

O fato de só conhecer o valor do mensurando registrado pelo equipamento e não as relações matemáticas que utiliza o equipamento para fornecer os valores da curva GC3IDQOTV20T limita o uso do coeficiente de sensibilidade. O guia para a expressão da Incerteza de medição (GUM) recomenda assumir grandezas estatisticamente independentes, considerando as séries de medições que foram realizadas com diferentes sistemas de medição.

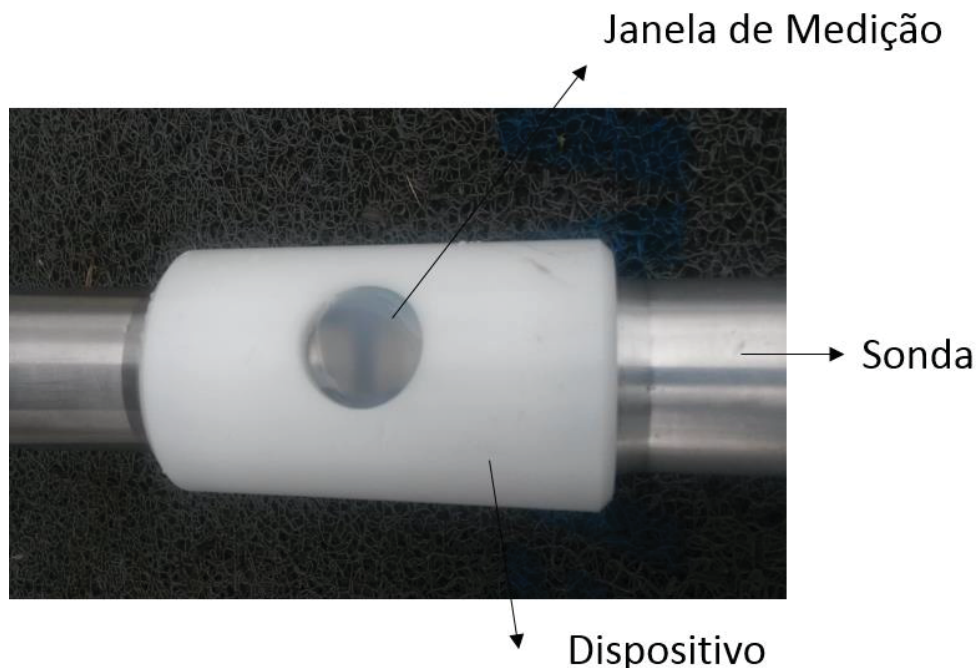
Foram enquadradas como Incertezas Tipo A, obtidas pela análise estatística de série de observações independentes, as respostas do sistema de medição de DQO e SST (sonda) foram mensuradas 05 vezes em condições de repetibilidade (foi colocada dentro de um dispositivo disponibilizado pelo o fabricante que garantiu que a janela de medição da sonda ficara submersa, obtendo valores por medições no mesmo objeto, por intervalos curtos de tempo, feita por uma mesma pessoa) (M=5). O procedimento de medição das incertezas tipo A foi efetuado sempre logo depois de uma limpeza manual da sonda.

Por sua vez, a reprodutibilidade da sonda associou-se à concordância de resultados em condições de ensaios diferentes, para isso se manteve o mesmo procedimento da sonda mergulhada no dispositivo, sobre a mesma amostra, variando-se todas as condições de medição, visto que as determinações ocorreram em diferentes dias (M=3) (FIGURA 56)

Admitiram-se como incertezas tipo B, aquelas não tenha sido obtida de observações repetidas, como informações prévias de medição. Especificamente as informações do certificado de calibração (ANEXO B), incertezas calculadas em equipamentos com similares mensurados (material de referência), resolução da sonda.

O propósito de usar várias informações disponíveis para a avaliação da incerteza padrão do Tipo B é para buscar um discernimento baseado na experiência e nos conhecimentos gerais, e é uma habilidade que pode ser obtida com a prática. É reconhecido que uma avaliação da incerteza pelo Tipo B pode ser tanto confiável quanto a do Tipo A, especialmente na situação em que a avaliação do Tipo A é baseada na comparação de pequenos números de observações estatisticamente independentes (ISO GUM, 2008).

FIGURA 56 – DISPOSITIVO ACOPLADO A Sonda VISANDO A PRESENÇA DO ANALITO SOBRE A JANELA DE MEDIÇÃO



Baseado em experiências e conhecimento do comportamento e propriedades da sonda com matrizes similares ao esgoto brasileiro, decidiu-se utilizar como incerteza tipo B às incertezas calculadas de espectrômetros equivalentes que mediram DQQ e SST, sendo às meias dos desvio padrões $5,6 \text{ mg L}^{-1}$ e $7,8 \text{ mg L}^{-1}$ respectivamente (TORRES *et al.* 2013; BRITO *et al.*, 2014; LEPOT *et al.*, 2016; HERNANDEZ *et al.*, 2017)

Destaque-se que também foram feitas as seguintes considerações para o cálculo da incerteza, condições ambientáveis estáveis e controladas para o funcionamento do equipamento, sem vibrações (foi verificado que o equipamento fica fixo a um suporte sem vibrações). As Incertezas do tipo B foram estimadas por médio de cálculo do desvio padrão de uma distribuição de probabilidade assumida. Neste caso, a incerteza padrão foi obtida por médio de um valor limite, dividido por um coeficiente, Para distribuições de probabilidade simétricas retangulares com meia-largura, adotou-se um coeficiente, e para o caso do Incerteza de medidor padrão (certificado), referências históricas, adotou-se um coeficiente ($k=2$).

A Tabela 23 expõe as principais características metrológicas inerentes ao medidor de vazão ultrassônico, para medir a vazão de entrada na estação de esgoto. Os fatores de abrangência ($K_{V_{eff}}^P$) de 2,0301. A sua vez, o número de graus de liberdade efetivos (V_{eff}) (ANEXO A), calculados foram 34,6 assumindo-se 35.

TABELA 23 - PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS METROLÓGICAS INERENTES DA SONDA DQO AFLUENTE

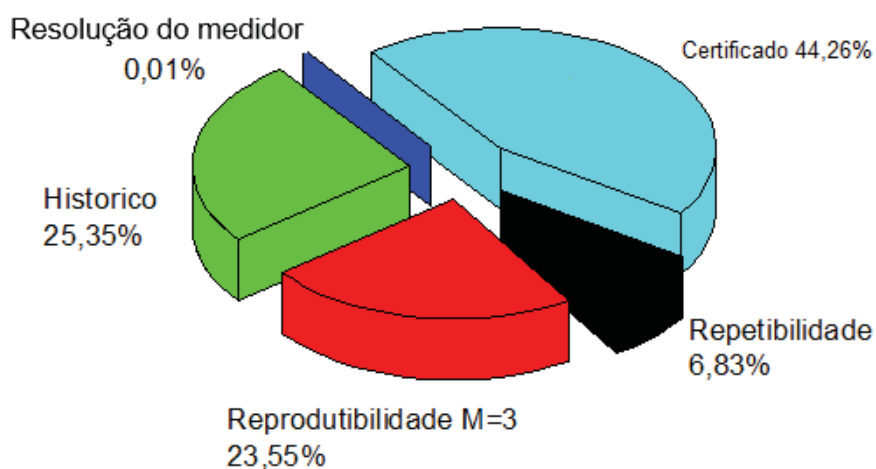
Fontes de Incerteza				Distribuição de probabilidade	Divisor	Coeficiente de sensibilidade		Incerteza Padrão	Graus de Libér.	%
N	Descrição	Valor	Unidade			Valor	Unidade			
1	Repetibilidade M=5	1,4531	mg L ⁻¹	Normal		1	mg L ⁻¹	1,4531	4	6,83
2	Reprodutibilidade e M=3	2,699	mg L ⁻¹	Normal		1	mg L ⁻¹	0,1721	2	23,55
3	Referencias	5,60	mg L ⁻¹	Normal	2	1	mg L ⁻¹	2,8	∞	25,35
4	Resolução do medidor	0,01	mg L ⁻¹	Retangular	$\sqrt{3}$	1	mg L ⁻¹	0,06	∞	0,01
5	Incerteza de medidor padrão (certificado)	7,40	mg L ⁻¹	Normal	2	1	mg L ⁻¹	3,7	∞	44,26
Incerteza Padrão Combinada								5,560		

Incerteza Padrão Combinada U_c	Graus de liberdade V_{eff}	Fator de abrangência	Incerteza expandida (U) (Probabilidade 95%)	Unidade
5,560	34	2,0301	11,28	mg L ⁻¹

OBS: M é o número de medições

Para analisar criticamente o impacto de cada contribuição da incerteza combinada da sonda Apresenta-se a Figura 57. Observou-se que as principais contribuições foram associadas com as incertezas ao Tipo B, especificamente, os dados históricos de desempenho do sistema de medição, incertezas herdadas da calibração do equipamento. Também a reprodutibilidade teve uma interessante contribuição, que pode ser explicada as condições de armazenamento, transporte e a mesma mostra em função a quantidade de sólidos suspensos que puderam ser puxados no instante da análise, visto que se utilizou a mesma mostra em todos os ciclos de medição.

FIGURA 57 - CONTRIBUIÇÃO PERCENTUAL NA COMPOSIÇÃO DA INCERTEZA PADRÃO PARA O MEDIDOR DA DQO DE ESGOTO (AFLUENTE)



Assim, o sistema de medição da DQO para o Afluente, apresentou uma incerteza expandida (com probabilidade de 95% e graus de liberdade igual a 34) de (624,00 +/- 11,28) mg L⁻¹, destacando

que o valor percentual localizou em 1,8% ligeiramente superior aos reportados por Brito et al. (2014) e Torres *et al.* (2013).

4.3.4. Avaliação da Incerteza do Medidor da Demanda Química de Oxigênio para o Efluente do Reator UASB

De forma similar as diretrizes reportadas no GUM (BIPM, 2008) foram utilizadas para estimar as incertezas inerentes à sonda de medição de DQO no efluente do reator UASB. Para tanto, primeiramente identificaram-se os efeitos de cada fonte de incerteza (i), os quais foram individualmente quantificados e expresso em termos de incerteza padrão (u_i) e de seu respectivo número de graus de liberdade (Vi). A incerteza padrão foi considerada como a incerteza do resultado da medição expresso como um desvio padrão.

Como o equipamento tem inserido uma única curva de código GC3IDQOTV20T, aplicou-se o mesmo princípio de medição e cálculo das incertezas TIPO B, variando apenas no valor usado nas referências que corresponde a valor achados em calibrações feitas com o equipamento medindo DQO efluente de esgoto brasileiro. Assim a incerteza Tipo A foi baseada em métodos estatísticos usando o cálculo de desvio padrão da media, tendo $M=5$ para repetitividade e $M=3$ na reprodutibilidade.

A Tabela 24 apresenta as principais características metrológicas inerentes a sonda medindo DQO Efluente de vazão ultrassônico, para medir a vazão de entrada na estação de esgoto. Os fatores de abrangência ($K_{V_{eff}}^P$) de 1,6558. Por sua vez, o número de graus de liberdade efetivos (V_{eff}), calculados foi 119,11 assumindo-se 120.

A Figura 58 apresenta as contribuições de cada variável na composição do valor de incerteza de medição, inerentes à sonda medindo o parâmetro DQO Efluente. As maiores contribuições foram aquelas ligadas as incertezas tipo B, destaque-se novamente as incerteza do certificado do fabricante, A predominância da incerteza do tipo B provavelmente ocorreu devido à o peso do valor da incerteza propoia da curva GC3IDQOTV20T que não faz distinção entre os mensurados e só fornece um valor (em mg.L^{-1}) que dependendo da faixa de medição do parâmetro pode influenciar o valor final. Outro aspecto interessante é a incerteza inerente ao histórico: por se tratar de um instrumento com poucos estudos publicados medindo DQO efluente em Reatores UASB, os históricos que foram utilizados fornecem os valores relevantes, para o cálculo da incerteza combinada.

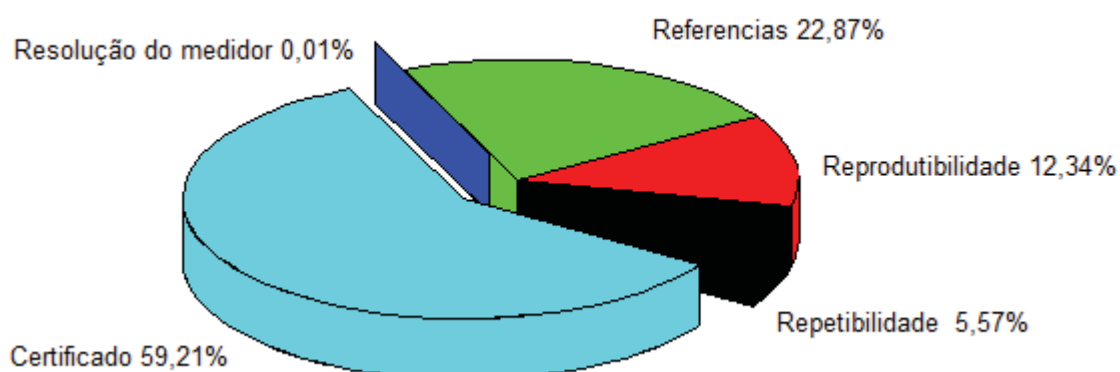
TABELA 24 - PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS METROLÓGICAS INERENTES DA SONDA DQO EFLUENTE

Fontes de Incerteza				Distribuição de probabilidade	Divisor	Coeficiente de sensibilidade		Incerteza Padrão	Graus de Liber.	%
N	Descrição	Valor	Unidade			Valor	Unidade			
1	Repetibilidade M=5	1,1349	mg L ⁻¹	Normal		1	mg L ⁻¹	1,1349	4	5,57
2	Reprodutibilidade M=5	1,6895	mg L ⁻¹	Normal		1	mg L ⁻¹	1,6895	2	12,34
3	Referencias	4,60	mg L ⁻¹	Normal	2	1	mg L ⁻¹	2,3	∞	22,87
4	Resolução do medidor	0,01	mg L ⁻¹	Retangular	$\sqrt{3}$	1	mg L ⁻¹	0,06	∞	0,01
5	Incerteza de medidor padrão (certificado)	7,40	mg L ⁻¹	Normal	2	1	mg L ⁻¹	3,7	∞	59,21
Incerteza Padrão Combinada								4,80		

Incerteza Padrão Combinada U_c	Graus de liberdade V_{eff}	Fator de abrangência	Incerteza expandida (U) (Probabilidade 95%)	Unidade
4,80	120	1,6558	7,96	mg L ⁻¹

OBS: M é o número de medições

FIGURA 58 - CONTRIBUIÇÃO PERCENTUAL NA COMPOSIÇÃO DA INCERTEZA PADRÃO PARA O MEDIDOR DA DQO DE ESGOTO (EFLUENTE)



Nesta vez, o sistema de medição da DQO para o efluente, apresentou uma incerteza expandida (com probabilidade de 95% e graus de liberdade igual a 120) de $(213,00 \pm 7,96)$ mg L⁻¹, destacando que o valor percentual localizou em 3,73%, corroborando uma vez mas que a curva inserida pelo o fabricante usada na pesquisa, apresenta melhor desempenho no afluente que no afluente.

4.3.5. Avaliação da Incerteza do Medidor de Sólidos Suspensos Totais

De forma similar foram enquadradas como Incertezas Tipo A, obtidas pela análise estatística de série de observações independente, as respostas do medidor de vazão ultrassônico foram mensuradas 5 vezes em condições de repetibilidade ($M=5$). Por sua vez, as reprodutibilidades do medidor foram consideradas como suas precisões estimadas a partir de 3 sucessivas medições efetuadas em condições modificadas ($M=3$).

Assim aplicou-se similar raciocínio do Capítulo 3.3.5.2, usando a curva código GC3IDQOTV20T para medir SST, aplicou-se o cálculo das incertezas TIPO B, variando só o valor previamente conhecido das referências que corresponde os valores achados em calibrações feitas com o equipamento medindo SST de esgoto brasileiro.

O fator de abrangência ($K_{V_{eff}}^P$) foi definido a partir da distribuição t de Student (ANEXO A) e o mesmo depende da probabilidade de abrangência de 95,45%, e dos graus de liberdade efetivos da incerteza - padrão combinada u_c do mensurando. A Tabela 25 apresenta as principais características metrológicas inerentes a sonda medindo DQO Efluente de vazão ultrassônico, para medir a vazão de entrada na estação de esgoto. Os fatores de abrangência ($K_{V_{eff}}^P$) de 1,9884. A sua vez, o número de graus de liberdade efetivos (V_{eff}), calculado foi 99,59 assumindo-se 100.

TABELA 25 - PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS METROLÓGICAS INERENTES DA SONDA SST

Fontes de Incerteza				Distribuição de probabilidade	Divisor	Coeficiente de sensibilidade		Incerteza Padrão	Graus de Liber.	%
N	Descrição	Valor	Unidade			Valor	Unidade			
1	Repetibilidade $M=5$	1,8610	mg L ⁻¹	Normal		1	mg L ⁻¹	1,8610	4	9,97
2	Reprodutibilidade $M=3$	2,0666	mg L ⁻¹	Normal		1	mg L ⁻¹	2,0666	2	12,29
3	Referências	7,3	mg L ⁻¹	Normal	2	1	mg L ⁻¹	3,65	∞	38,5
4	Resolução do medidor	0,01	mg L ⁻¹	Retangular	$\sqrt{3}$	1	mg L ⁻¹	0,06	∞	0,01
5	Incerteza de medidor padrão (certificado)	7,40	mg L ⁻¹	Normal	2	1	mg L ⁻¹	3,7	∞	39,33
Incerteza Padrão Combinada								5,8947		

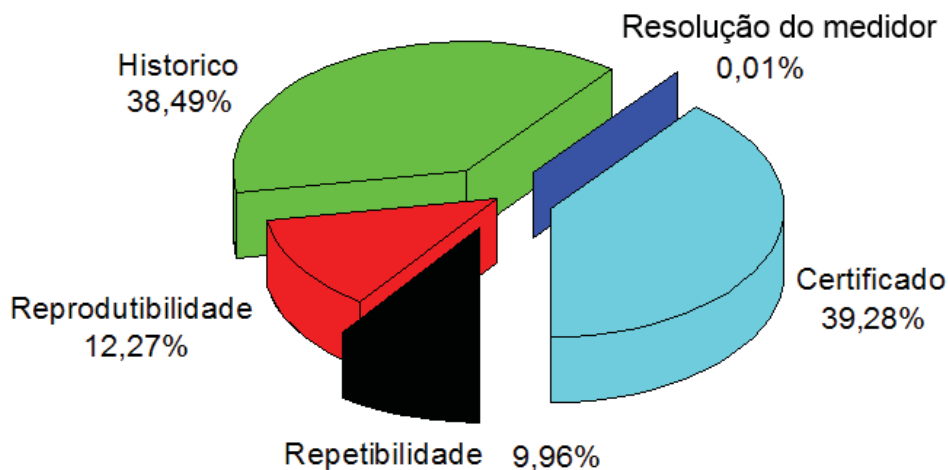
Incerteza Padrão Combinada U_c	Graus de liberdade V_{eff}	Fator de abrangência	Incerteza expandida (U) (Probabilidade 95%)	Unidade
5,89	100	1,9884	11,72	mg L ⁻¹

OBS: M é o número de medições

A Figura 59 sumariza a contribuição percentual (u_i^2/u_c^2) de cada incerteza padrão (u_i) na composição do valor da incerteza padrão combinada (u_c). As principais contribuições foram associadas com as incertezas oriundas das referências e do certificado (incerteza do tipo B) e da reprodutibilidade (incerteza do tipo A). Realizando-se estudo semelhante a partir da Figura 58 na avaliação das fontes de incerteza, conclui-se que a prioridade de melhoria de incerteza das fontes é: o certificado do

fabricante, histórico, reprodutibilidade e repetitividade. O valor da incerteza expandida com foi de $(136,00 \pm 11,72)$, 8,61%.

FIGURA 59 - CONTRIBUIÇÃO PERCENTUAL NA COMPOSIÇÃO DA INCERTEZA PADRÃO PARA A SONDA MEDINDO SST



Avaliando-se as Figuras 57, 58 e 59 conclui-se que a prioridade de melhoria de incerteza das fontes é aquela referente a curva própria do equipamento, porque as maiores incertezas nos três parâmetros avaliados, DQO Afluente, DQO efluente e SST, observaram-se, aquelas que dependeram diretamente do uso da curva inserida (GC3IDQOTV20T).

Destaque-se, que a curva, poderia ser reestruturada ou novamente construída em função a valores reais do esgoto de saída e entrada nos reatores USAB. Alguns modelos do espectrômetro (sonda) da marca usada permitem inserir um número considerável de pontos de comparação, por exemplo 10 ou mais pontos de comparação entre o valor do parâmetro que registra o espectrômetro e o valor medido no laboratório do parâmetro avaliado. Assim, o fabricante permite a correção ou construção de uma nova curva mediante uma calibração local, não só de um ou dois pontos como foi feito no Objetivo 1, devido a que o modelo de espectrômetro utilizado tem essa limitante.

Evidencia-se que a estimativa das incertezas padrão e a incerteza expandida do medidor Sonda para mensurar DQO e SST e uma primeira experiência, para esgoto do afluente e efluente do reator UASB.

4.3.6. Avaliação da Incerteza do Medidor de vazão de biogás tipo vórtice

Para o cálculo das incertezas dos dados de vazões obtidos com a utilização do medidor tipo vórtice, novamente foi utilizada o Guia para Expressão da Incerteza de Medição (GUM), que leva em consideração as avaliações das incertezas do Tipo A e do Tipo B.

Para isso, assumiu-se que o medidor tipo vórtice foi previamente testado e calibrado pelo fabricante, além de o método de medição verificado, com avaliação de aspectos de linearidade, limiares analíticos (Limite de Detecção e Limite de Quantificação), seletividade, e outros.

Como incertezas Tipo A, foram enquadradas aquelas obtidas pela análise estatística de séries de observações independentes, para tanto, foram mensuradas 10 vezes em condições de repetibilidade ($M=10$) e 3 vezes em condições de reprodutibilidade ($M=3$), em condições modificadas, dias diferentes, mantendo o mesmo horário, condição climática e vazão.

As incertezas do Tipo B foram estimadas por meio do cálculo do desvio padrão de uma distribuição de probabilidade assumida. Neste caso, a incerteza padrão foi obtida através de um valor limite, dividido por um coeficiente. Para distribuições de probabilidade simétricas retangulares com meia largura, adotou-se um coeficiente de $(\sqrt{3})$, e para o caso da incerteza do medidor padrão (certificado), adotou-se um coeficiente de $(k=2)$.

As incertezas associadas ao transmissor de temperatura, normalmente mensuradas e informadas no certificado de calibração do transmissor, estão relacionadas com diversos aspectos, como a da calibração do termômetro de referência, os efeitos das resoluções do padrão e do instrumento em calibração, a instabilidade e heterogeneidade do banho termostático, o cabo de compensação, dentre outros. Já as incertezas associadas ao transmissor de pressão, carregam aspectos relacionados as características do transmissor, a erros sistemáticos, e aos efeitos das resoluções do padrão e do instrumento em calibração.

As incertezas dos transmissores de temperatura e pressão, dependem de quão repetitivos são os elementos para faixa de temperatura e pressão consideradas (Marinho, 2015). Assim, assumiu-se que as faixas de temperatura e pressão para a qual os transmissores foram calibrados, foram 0 a 100 °C e 0 a 1000 mbar, respectivamente. A incerteza para a temperatura e pressão, são geralmente de 0,2 °C para temperatura e 0,075% para pressão de fundo de escala (3,75 mbar ao longo da faixa). A correção da temperatura foi feita na escala Kelvin, sendo a condição de referência de 273,15 K. Para pressão, a condição de referência foi 1013,25 mbar. As temperaturas e pressões do gás também foram convertidas para as unidades de referência. Para calcular as incertezas dos transmissores de pressão e temperatura item 5 e 6 da tabela 26, utilizou-se o mesmo raciocínio descrito para o medidor vórtice, as incertezas resultantes, se enquadraram como incerteza Tipo B, abrangência $k=2$, para um nível de confiança de 95%.

O cálculo da incerteza foi realizado a partir das incertezas parciais de todas as variáveis necessárias para o valor final de vazão. Ressalta-se que, o valor final da vazão de biogás normalizada foi calculado conforme a Equação 15.

O princípio básico da NBR ISO 5168 e GUM é o estabelecimento de uma metodologia, suportada por um modelo matemático, onde são conhecidas as variáveis que influenciam diretamente o comportamento de uma determinada grandeza, neste caso, a vazão de biogás.

Seja então a vazão de biogás definida como uma função de n variáveis, conforme Equação 16, tem-se que f assumirá o caráter de uma incerteza padrão combinada, fazendo-se necessário identificar o coeficiente de sensibilidade associado a cada variável.

$$Q_N = f(x_1, x_2, x_3, \dots, x_n) \quad (16)$$

Para o cálculo da incerteza global combinada com a mesma variável de análise (neste caso a vazão de biogás em condições de referência), calculou-se o coeficiente de sensibilidade, para as incertezas do transmissor de pressão e temperatura, que representam o impacto que a incerteza do transmissor causa na incerteza da vazão de biogás.

O coeficiente de sensibilidade foi calculado de acordo com a Equação 17. Quando o coeficiente de sensibilidade de uma variável é multiplicado pela incerteza dessa variável, resulta na contribuição dessa incerteza. Assim a soma geométrica das contribuições de cada variável gera a incerteza global (série de Taylor considerando que o sistema é linear), que multiplicada por um fator de cobertura resulta na incerteza expandida (Equação 18).

$$C_{j=\frac{\partial f}{\partial x_j}} \quad (17)$$

$$U = k \sqrt{\sum_{j=1}^N (U_{c_j} * c_j)^2} \quad (18)$$

Onde:

f : Modelo matemático;

x_j : Variável j ;

c_j : Coeficiente de sensibilidade da variável j ;

U : Incerteza expandida;

k : Fator de abrangência, considerando os graus de liberdade.

Para repetibilidade e reprodutibilidade, assumiram-se valores constantes de $P_{gas} = 916,48\text{mbar}$, $P_N = 1023,25\text{ mbar}$, $T_{gas} = 298,1\text{ K}$ e $T_N = 273,1\text{ K}$. Para as incertezas do certificado e resolução do medidor, assumiu-se que $P_{gas} = P_N$ e $T_{gas} = T_N$.

Para incerteza própria dos transmissores de pressão e temperatura, calculou-se o coeficiente de sensibilidade e realizou-se a substituição dos valores. Ademais, como as incertezas calculadas foram obtidas para faixa toda, assumiu-se que $P_{gas} = P_N$ e $T_{gas} = T_N$, com o objetivo de obter uma estimativa da incerteza mais direta e simplificada.

A Tabela 26 expõe as principais características metrológicas inerentes ao medidor de vazão tipo vórtice, utilizado para mensurar a vazão de biogás proveniente de reatores UASB. O fator de abrangência ($K_{V_{eff}}^P$) obtido foi de 2,0639. Além disso, o número de grau de liberdade efetivo (V_{eff}) calculado foi de 24,40, assumindo-se 24.

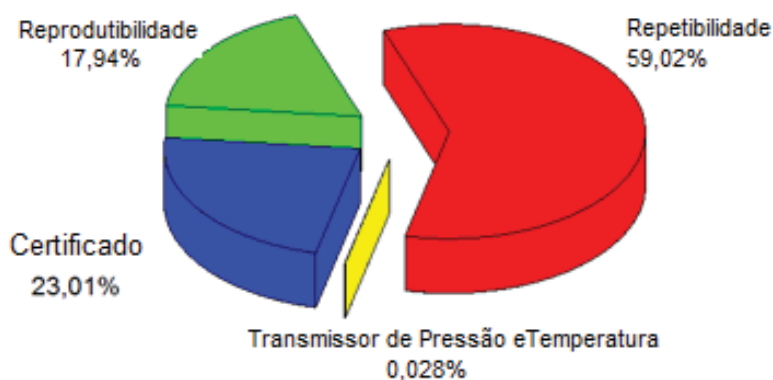
TABELA 26 - PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS METROLÓGICAS INERENTES AO MEDIDOR DE VAZÃO DE BIOGÁS TIPO VÓRTICE

Fontes de Incerteza				Distribuição de probabilidade	Divisor	Coeficiente de sensibilidade		Incerteza Padrão	Graus de Liber.	%
N	Descrição	Valor	Unidade			Valor	Unidade			
1	Repetibilidade M=15	0,96	Nm ³ .h ⁻¹	Normal	-	1	-	0,96	14	59,02
2	Reprodutibilidade M=3	0,52	Nm ³ .h ⁻¹	Normal	-	1	-	0,52	2	17,94
3	Incerteza do certificado	1,2	Nm ³ .h ⁻¹	Normal	2	1	-	0,6	∞	23,01
4	Resolução do medidor	0,01	Nm ³ .h ⁻¹	Retangular	$\sqrt{3}$	1	-	0,005	∞	0,001
5	Transmissor de Temperatura	0,05	°C	Normal	2	0,14	Nm ³ .h ⁻¹ K ⁻¹	0,003	∞	0,026
6	Transmissor de Pressão	1,04	mbar	Normal	2	0,04	Nm ³ .h ⁻¹ mbar ⁻¹	0,02	∞	0,001
Incerteza Padrão Combinada								1,2507		

Incerteza Padrão Combinada U_c	Graus de liberdade V_{eff}	Fator de abrangência	Incerteza expandida (U) (Probabilidade 95%)	Unidade
1,2507	24	2,0639	2,5813	Nm ³ .h ⁻¹

Na Figura 60, é possível observar a contribuição percentual na composição da incerteza padrão combinada para o medidor de vazão de biogás, sendo a incerteza Tipo A aquela com maior parcela percentual. O valor final da vazão de biogás mensurada foi de $(32,71 \pm 2,58)$ Nm³.h⁻¹, para uma probabilidade de abrangência de 95,45%.

FIGURA 60 - CONTRIBUIÇÃO PERCENTUAL NA COMPOSIÇÃO DA INCERTEZA PADRÃO PARA O MEDIDOR DE VAZÃO TIPO VÓRTEX, MENSURANDO VAZÃO DE BIOGÁS.



4.3.7. Avaliação da Incerteza do Medidor de vazão de biogás dispersão térmica

Como já foi dito, o funcionamento de um medidor de vazão termal ou dispersão térmica se dá pelo fenômeno físico da convecção forçada ao longo da linha de fluxo, onde o fluxo provoca uma troca de calor entre o fluido e o tubo no qual o escoamento acontece, já que entre eles existe diferença de temperaturas.

De forma similar os equipamentos supracitados, as diretrizes reportadas no GUM (BIPM, 2008) foram utilizadas para estimar as incertezas inerentes ao Medidor de vazão de biogás. Foram enquadradas como Incertezas tipo A, obtidas pela análise estatística de série de observações independente, as respostas do medidor de vazão foram mensuradas 10 vezes em condições de repetibilidade (os dados foram obtidos num período de tempo onde a vazão permaneceu uniforme durante alguns minutos, sua resposta foi consecutivamente mensurada ao longo de 10 vezes, o medidor permite medidas em intervalos de 2 segundos lido no display do medidor) ($M=10$). Por sua vez, as reprodutibilidades do medidor foram consideradas como suas precisões estimadas a partir de 3 sucessivas medições efetuadas em condições modificadas de operação e tempo; a resposta do medidor foi consecutivamente mensurada ao longo de 3 oportunidades ($N=3$).

Procederam-se a enquadrar como incertezas tipo B, aquelas não tenha sido obtida de observações repetidas, como informações prévias de medição. Especificamente as informações do certificado de calibração, históricos do comportamento do medidor em gases (referências), resolução do medidor de vazão. As Incertezas do tipo B foram estimadas por meio de cálculo do desvio padrão de uma distribuição de probabilidade assumida. Neste caso, a incerteza padrão foi obtida por meio de um valor limite, dividido por um coeficiente. Para distribuições de probabilidade simétricas retangulares com meia-largura, adotou-se o coeficiente $\sqrt{3}$ para a resolução do medidor.

O certificado do medidor, mostrou a incerteza de calibração de 1%, para um fator de abrangência, $k=2$ (ANEXO G), para um nível de confiança de 95%. O instrumento foi calibrado e configurado pela fabricante para o tipo de gás, no caso da presente pesquisa o gás foi biogás, além do tamanho de tubo, área de fluxo e taxa de fluxo. Uma das características do equipamento é que fornece a compensação da temperatura em tempo real que ajusta a medição do fluxo devido a propriedades de gás variáveis causada por mudanças de temperatura de processo. Assume-se que equipamento foi calibrado para as condições específicas da estação, assim, a medição se baseia em um perfil de fluxo turbulento plenamente desenvolvido em um tubo com diâmetro especificado (MOAZZENI *et al.*, 2013).

Além feitas as seguintes considerações para o cálculo da incerteza, condições ambientáveis estáveis e controladas para o funcionamento do equipamento, sem vibrações (foi verificado que o equipamento fica fixo a um suporte sem vibrações).

Para os dados históricos, utilizou-se, a incerteza de calibração de 0,06% (fator de abrangência $k=2$, nível de confiança = 95%)

A Tabela 27 expõe as principais características metrológicas inerentes ao medidor de vazão de biogás, sendo o mensurando expressado em $\text{Nm}^3 \cdot \text{h}^{-1}$. Os fatores de abrangência ($K_{V_{eff}}^P$) de 2,1604. A sua vez, o número de graus de liberdade efetivos (V_{eff}) calculado foi 13,23 assumindo-se 13.

TABELA 27 - PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS METROLÓGICAS INERENTES DO MEDIDOR DE VAZÃO POR DISPERSÃO TÉRMICA

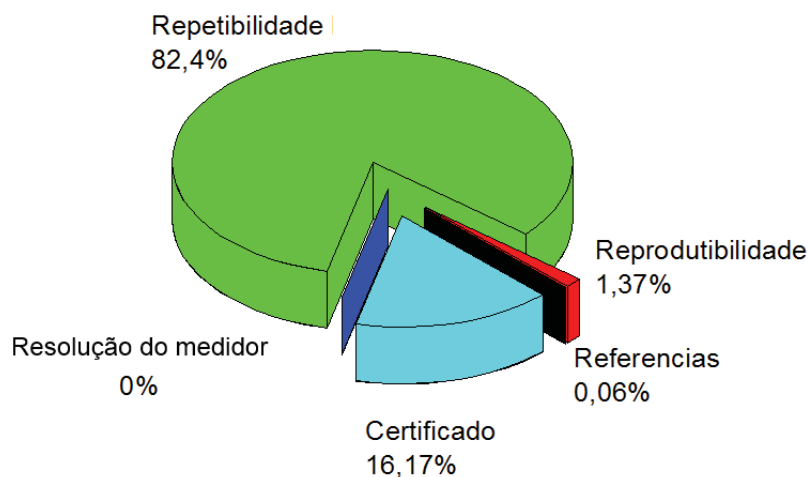
Fontes de Incerteza				Distribuição de probabilidade	Divisor	Coeficiente de sensibilidade		Incerteza Padrão	Graus de Libér.	%
N	Descrição	Valor	Unidade			Valor	Unidade			
1	Repetibilidade M=10	1,12	Nm ³ .h ⁻¹	Normal	1,12	1	Nm ³ .h ⁻¹	0,126	9	82,4
2	Reprodutibilidade M=3	0,14	Nm ³ .h ⁻¹	Normal	0,14	1	Nm ³ .h ⁻¹	0,1721	2	1,37
3	Incerteza de medidor padrão (certificado)	1	Nm ³ .h ⁻¹	Retangular	2	1	Nm ³ .h ⁻¹	0,5	∞	16,17
4	Referencia	0,06	Nm ³ .h ⁻¹	Retangular	2	1	Nm ³ .h ⁻¹	0,03	∞	0,00
5	Resolução do Medidor	0,01	Nm ³ .h ⁻¹	Normal	√3	1	Nm ³ .h ⁻¹	0,006	∞	0,06
Incerteza Padrão Combinada								1,2434		

Incerteza Padrão Combinada U_c	Graus de liberdade V_{eff}	Fator de abrangência	Incerteza expandida (U) (Probabilidade 95%)	Unidade
1,2434	13	2,1604	2,69	Nm ³ .h ⁻¹

OBS: M é o número de medições

Foi analisado criticamente o impacto de cada contribuição da incerteza combinada do medidor tipo dispersão térmica, apresenta-se na Figura 61. Observou-se que as principais contribuições foram associadas com as incertezas ao tipo A, especificamente, a repetibilidade. Também a Incerteza Tipo B, própria do certificado, teve uma interessante contribuição percentual.

FIGURA 61 – CONTRIBUIÇÃO PERCENTUAL NA COMPOSIÇÃO DA INCERTEZA PADRÃO PARA O MEDIDOR DE VAZÃO DE BIOGÁS TIPO DISPERSÃO TÉRMICA



Constatou-se que a contribuição percentual total da incerteza expandida foi de 10,57%, o valor final da incerteza expandida de vazão de biogás foi de $(25,35 \pm 2,68)$ Nm³.h⁻¹, para uma probabilidade de abrangência de 95,45%.

4.3.8. Avaliação da Incerteza do Medidor de qualidade de Biogás

4.3.8.1. Avaliação da incerteza do medidor de qualidade de biogás (CH₄)

Seguindo as diretrizes reportadas no GUM (BIPM, 2008), foram individualmente quantificadas as incertezas, tipo A e tipo B. Igualmente, que nos casos supracitados as incertezas tipo A foram avaliadas por análise estatística de medições repetidas para obter estimativas do desvio padrão. O equipamento foi programado para mensurar as variáveis (CH₄, CO₂, O₂ e H₂S) com intervalos de 15 minutos, onde as respostas do Multitec 545 que mede a composição do Biogás, foram mensuradas 5 vezes (ciclos de medição sucessivos) em condições de repetibilidade (M=10). No que lhe concerne, as reprodutibilidade do medidor foram mensuradas 3 vezes em condições de reprodutibilidade (N=3) em condições modificadas, dias diferentes, mantendo o mesmo horário, condição climática, vazão (incerteza tipo A).

Para os quatro parâmetros de qualidade de biogás que consegue medir o Multitec 545, procederam-se a enquadrar como incertezas tipo B, as informações do certificado de calibração, resolução do medidor, além, foram feitas as seguintes considerações para o cálculo da incerteza, condições ambientáveis estáveis e controladas para o funcionamento do equipamento, sem vibrações. De forma similar as Incertezas do tipo B foram estimadas por médio de cálculo do desvio padrão de uma distribuição de probabilidade de probabilidade simétricas retangulares com meia-largura, adotou-se um coeficiente $\sqrt{3}$, e para o caso do Incerteza de medidor padrão (certificado) e referência de trabalhos anteriores, adotou-se um coeficiente (k=2) (ANEXO H; ANEXO I).

A Tabela 28 expõe as principais características metroológicas inerentes ao Medidor de qualidade de biogás, para medir a composição do metano (CH₄) que faz parte do Biogás, as principais características metroológicas dos gases CO₂, O₂ e H₂S, encontram-se na sequência. Os fatores de abrangência ($K_{V_{eff}}^P$) de 2,1448. A sua vez, o número de graus de liberdade efetivos (V_{eff}) calculado foi 13,58 assumindo-se 14.

TABELA 28 - PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS METROLÓGICAS INERENTES DO MEDIDOR DE QUALIDADE DE BIOGÁS MULTITEC, ESPECIFICAMENTE O GÁS METANO CH₄

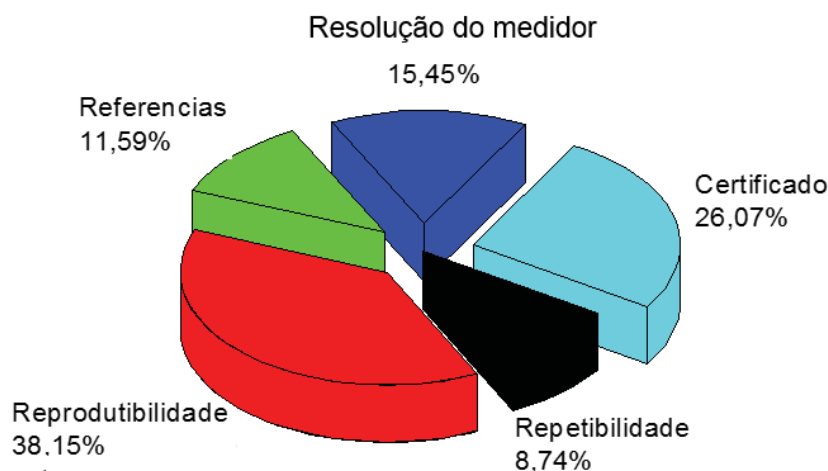
Fontes de Incerteza				Distribuição de probabilidade	Divisor	Coeficiente de sensibilidade		Incerteza Padrão	Graus de Liber.	%
N	Descrição	Valor	Unidade			Valor	Unidade			
1	Repetibilidade M=10	0,43	% Vol	Normal		1	% Vol	0,43	9	8,74
2	Reprodutibilidade M=3	0,91	% Vol	Normal		1	% Vol	0,91	2	38,15
3	Referencias	1	% Vol	Normal	2	1	% Vol	0,5	∞	11,59
4	Resolução do medidor	1	% Vol	Retangular	$\sqrt{3}$	1	% Vol	0,58	∞	15,45
5	Incerteza de medidor padrão (certificado)	1,5	% Vol	Normal	2	1	% Vol	0,75	∞	26,07
Incerteza Padrão Combinada								1,4688		

Incerteza Padrão Combinada U_c	Graus de liberdade V_{eff}	Fator de abrangência	Incerteza expandida (U) (Probabilidade 95%)	Unidade
1,46	14	2,1448	3,15	% Vol

OBS: M é o número de medições

A Figura 62 sumariza a contribuição percentual (u_i^2/u_c^2) de cada incerteza padrão (u_i) na composição do valor da incerteza padrão combinada (u_c) para o metano quando foi mensurado pelo sensor infravermelho contido no Multitec. As principais contribuições foram associadas com a reprodutibilidade (incerteza do tipo A) e as incertezas oriundas do certificado (incerteza do tipo B).

FIGURA 62 – CONTRIBUIÇÃO PERCENTUAL NA COMPOSIÇÃO DA INCERTEZA PADRÃO PARA O SENSOR INFRAVERMELHO MEDINDO CH₄



Constatou-se que a contribuição percentual total da incerteza expandida foi de 3,68%, valores menores foram reportados por Xue *et al.* (2016) e Koring *et al.* (2015), mensurando metano. O valor final da incerteza expandida da composição do metano no biogás foi $(85,49 \pm 3,15) \% \text{ Vol}$, para uma probabilidade de abrangência de 95,45%.

4.3.8.2. Avaliação da Incerteza do Medidor de qualidade de Biogás, CO₂

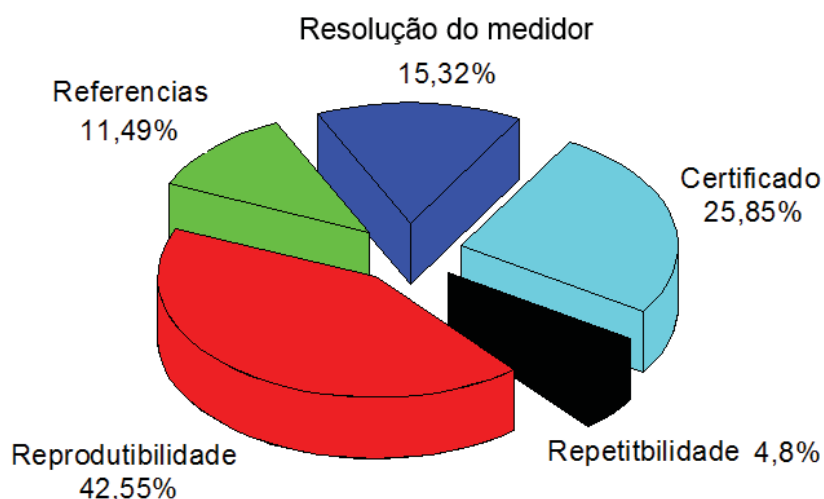
TABELA 29 - PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS METROLÓGICAS INERENTES DO MEDIDOR DE QUALIDADE DE BIOGÁS MULTITEC, ESPECIFICAMENTE O GÁS DIOXIDO DE CARBONO CO₂

Fontes de Incerteza				Distribuição de probabilidade	Divisor	Coeficiente de sensibilidade		Incerteza Padrão	Graus de Liber.	%
N	Descrição	Valor	Unidade			Valor	Unidade			
1	Repetibilidade M=10	0,32	% Vol	Normal		1	% Vol	0,32	9	4,8
2	Reprodutibilidade M=3	0,96	% Vol	Normal		1	% Vol	0,96	2	42,55
3	Referências	1	% Vol	Normal	2	1	% Vol	0,5	∞	11,49
4	Resolução do medidor	1	% Vol	Retangular	$\sqrt{3}$	1	% Vol	0,58	∞	15,32
5	Incerteza de medidor padrão (certificado)	1,5	% Vol	Normal	2	1	% Vol	0,75	∞	25,85
Incerteza Padrão Combinada								1,4752		

Incerteza Padrão Combinada U_c	Graus de liberdade V_{eff}	Fator de abrangência	Incerteza expandida (U) (Probabilidade 95%)	Unidade
1,47	11	2,201	3,24	% Vol

A partir da Figura 63 na avaliação das fontes de incerteza, conclui-se que a prioridade de melhoria de incerteza das fontes correspondeu a Reprodutibilidade, com 42,55%, é: o histórico ou referencias utilizadas com 25,85%. A Incerteza Expandida foi $(7,64 \pm 3,24) \% \text{ Vol.}$

FIGURA 63 – CONTRIBUIÇÃO PERCENTUAL NA COMPOSIÇÃO DA INCERTEZA PADRÃO PARA O SENSOR INFRAVERMELHO MEDINDO CO_2



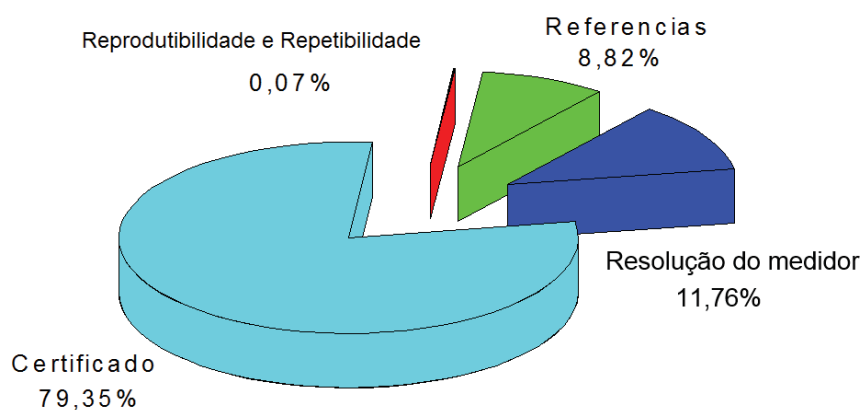
A partir das Figuras 62, 63, conclui-se que a prioridade de melhoria de incerteza das fontes é: a reprodutibilidade e repetibilidade, concordando com o descrito por Helm *et al.* (2010), os autores salientam, que os estudos de caso demonstram que utilizando o mesmo sensor, a contribuição relativa, podem ser muito diferentes dependendo da amostra, condição do sensor e condições de medição, como por exemplo na reprodutibilidade e repetibilidade. Este fato é muito importante porque são poucos os estudos que apresentam o cálculo das incertezas medindo a composição de biogás proveniente de reatores UASB tratando esgoto doméstico.

4.3.8.3. Avaliação da Incerteza do Medidor de qualidade de Biogás, O₂TABELA 30 - PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS METROLÓGICAS INERENTES DO MEDIDOR DE QUALIDADE DE BIOGÁS MULTITEC, ESPECIFICAMENTE O GÁS OXIGÊNIO O₂

Fontes de Incerteza				Distribuição de probabilidade	Divisor	Coeficiente de sensibilidade		Incerteza Padrão	Graus de Liber.	%
N	Descrição	Valor	Unidade			Valor	Unidade			
1	Repetibilidade M=10	0,0045	% Vol	Normal		1	% Vol	0,0045	9	0,07
2	Reprodutibilidade M=3	0	% Vol	Normal		1	% Vol	0	2	0
3	Referencias	0,1	% Vol	Normal	2	1	% Vol	0,05	∞	8,82
4	Resolução do medidor	0,1	% Vol	Retangular	$\sqrt{3}$	1	% Vol	0,58	∞	11,76
5	Incerteza de medidor padrão (certificado)	0,3	% Vol	Normal	2	1	% Vol	0,15	∞	79,35
Incerteza Padrão Combinada								0,1683		

Incerteza Padrão Combinada U_c	Graus de liberdade V_{eff}	Fator de abrangência	Incerteza expandida (U) (Probabilidade 95%)	Unidade
0,1683	∞	0,025	0,004	% Vol

OBS: M é o número de medições

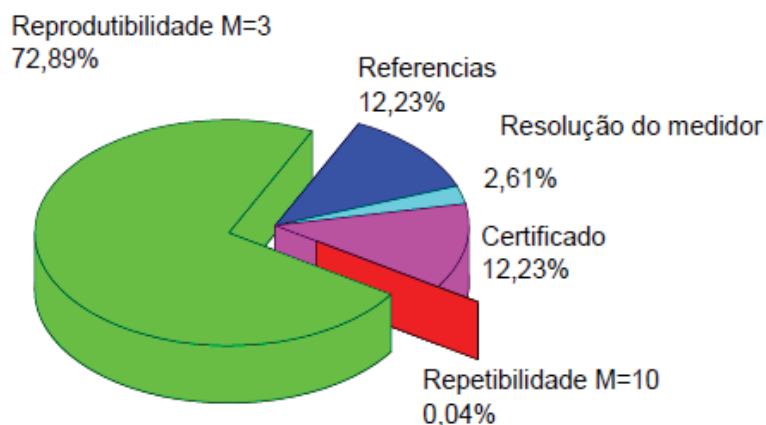
FIGURA 64 – CONTRIBUIÇÃO PERCENTUAL NA COMPOSIÇÃO DA INCERTEZA PADRÃO PARA O SENSOR ELETROQUIMICO MEDINDO O₂

4.3.8.4. Avaliação da Incerteza do Medidor de qualidade de Biogás, H₂STABELA 31 - PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS METROLÓGICAS INERENTES DO MEDIDOR DE QUALIDADE DE BIOGÁS MULTITEC, ESPECIFICAMENTE O GÁS H₂S

Fontes de Incerteza				Distribuição de probabilidade	Divisor	Coeficiente de sensibilidade		Incerteza Padrão	Graus de Liber.	%
N	Descrição	Valor	Unidade			Valor	Unidade			
1	Repetitividade M=10	0,1351	ppm	Normal		1	ppm	0,1351	9	0,04
2	Reprodutibilidade M=3	6,1025	ppm	Normal		1	ppm	6,1025	2	72,89
3	Referencias	5	ppm	Normal	2	1	ppm	2,5	∞	12,23
4	Resolução do medidor	2	ppm	Retangular	$\sqrt{3}$	1	ppm	1,154	∞	2,61
5	Incerteza de medidor padrão (certificado)	5	ppm	Normal	2	1	ppm	2,5	∞	12,23
Incerteza Padrão Combinada								7,1478		

Incerteza Padrão Combinada U_c	Graus de liberdade V_{eff}	Fator de abrangência	Incerteza expandida (U) (Probabilidade 95%)	Unidade
7,1478	3	2,7763	12,77	ppm

OBS: M é o número de medições

FIGURA 65 – CONTRIBUIÇÃO PERCENTUAL NA COMPOSIÇÃO DA INCERTEZA PADRÃO PARA O SENSOR ELETROQUÍMICO MEDINDO H₂S

No que concerne, as incertezas para os sensores que empregam a técnica eletroquímica, mensurando O₂ e H₂S, o valor se localizou entre 1% e 9% (WANG *et al.*, 2004; JALISKE *et al.*, 2007; HELM *et al.*, 2010). Constatou-se que a contribuição percentual total da incerteza expandida foi de 4,39%, O valor final da incerteza expandida da composição de H₂S no biogás foi (451,76 ± 19,84) ppm, para uma probabilidade de abrangência de 95,45%.

4.4. AVALIAÇÃO ECONÔMICA DO USO DO SISTEMA DE MEDIÇÃO ONLINE DE DQO E SST

4.4.1. Cálculo do Valor Presente Líquido do Sistema de Medição Online de DQO e SST

A Tabela 32 compara o sistema atual de coletas, feito na Estação, contra um novo cenário de coletas online³. Na coluna (A) apresentam-se o nome dos equipamentos envolvidos, a coluna (B) representa os custos associados para a frequência de análises mínima, feitos na situação atual (12 análises por mês), na coluna (C) são os custos envolvidos para a frequência máxima (30 análises por mês). Na Coluna (D) apresenta-se a nova frequência proposta, com o uso do sistema de medição de DQO e SST (sonda) (720 análises ao mês).⁵

TABELA 32 – MONITORAMENTO DA ETE: DESCRIÇÃO DOS CUSTOS ASSOCIADOS PARA O INVESTIMENTO INICIAL (R\$)⁽³⁾

Equipamento (A)	Frequência		
	Atual mínima 12 análises por mês (B)	Atual máxima 30 análises por mês (C)	Proposta com uso da sonda 720 análises por mês (D)
Amostrador Automático ⁽²⁾	30.000,00	30.000,00	-
Frascos de amostragem	20,00	40,00	12,00
Medidor de Vazão ⁽²⁾	5.400,00	5.400,00	5.400,00
Sistema de Medição de DQO ⁽¹⁾⁽²⁾	-	-	140.000,00
Calibração Inicial DQO	-	-	600,00
Calibração Inicial SST	-	-	480,00
Custo Total	35.420,00	35.440,00	146.492,00

OBS: ⁽¹⁾ Sonda Carpolyser (inclui controlador e telemetria) e bombas de alimentação do esgoto; ⁽²⁾ Orçamento fornecido pelos representantes autorizados no Brasil de cada equipamento; ⁽³⁾ 1 USD = R\$ 3,70.

Como se observa na Tabela 32, o custo de aquisição (investimento inicial) da sonda é quase quatro vezes o necessário para o monitoramento tradicional da DQO e SST. Assim, torna-se imperativo a análise dos custos de operação (fluxos de caixa).

Continuando com a análise econômica do valor presente, foram calculados os fluxos de caixa, por ano, visando prever, por exemplo, os pagamentos programados do número de análises a fazer para cada ano por parâmetro, a compra de materiais de laboratório para as coletas e armazenamentos das amostras e o custo do sistema de telemetria. Também se estimaram os custos de manutenção (checagem, manutenção preventiva, limpeza, etc.).

Apresenta-se na Tabela 33, o custo de operação (fluxo de caixa mensal) da sonda mostrou-se mais atraente, sete vezes inferior, quando se emprega uma frequência de monitoramento mais intensa, para o afluente e efluente do reator.

⁵ Duarte, O., Cantão, M., Possetti, G. R., Aisse, M.M. (2018). Avaliação Econômica do Uso do Sistema de Medição Online da Demanda Química de Oxigênio e Sólidos Suspensos Totais, aplicado em uma Estação de Tratamento de Esgoto Doméstico. XXXVI Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Guayaquil-Ecuador.

TABELA 33 – MONITORAMENTO DA ETE: DESCRIÇÃO DOS FLUXOS DE CAIXA MENSAIS (R\$)⁽⁵⁾

Parâmetro	Frequência		
	Atual mínima 12 análises por mês	Atual máxima 30 análises por mês	Proposta com Uso da sonda 720 Análises/mês
Análises			
Demanda Química de oxigênio 50,00 R\$/análise) ⁽¹⁾	1.200,00	3.000,00	100,00
Sólidos Suspensos Totais (40,00 R\$/análise) ⁽¹⁾	960,00	2.400,00	80,00
Equipamentos			
Amostrador Automático	-	-	-
Frascos de mostragem	10,00	30,00	-
Medidor de Vazão	-	-	-
Sistema de Medição de DQO	-	-	400,00
Substituição de componentes ⁽²⁾	-	-	200,00
Pessoal (0,5 h/análise) ⁽³⁾	52,80	132,00	-
Manutenção (3 h) ⁽³⁾	-	-	105,96
Transporte ⁽⁴⁾	120,00	300,00	-
Custo Total mensal	2342,80	5.862,00	885,96
Custo Total Anual	28.113,60	70.344,00	10.631,52

OBS: ⁽¹⁾Custos calculados com os valores médios fornecidos por os principais Laboratório da Região; ⁽²⁾Trocas de consumíveis, mangueiras, bombas, válvulas; ⁽³⁾Salário de um Técnico Operacional 1.838,00 R\$/mês; ⁽⁴⁾Assumindo R\$ 10,00 de custo de combustível estimado no transporte das amostras entre a ETE até laboratório; ⁽⁵⁾ 1 USD= R\$ 3,70.

Assim o VPL é o resultado da diferença entre o valor investido e fluxos de caixa anuais, trazidos ao valor presente, descontando-se uma taxa de juros, que corresponde ao custo de capital. Usou-se a Taxa Selic, que representa o retorno que o investidor poderia obter em uma aplicação no mercado com risco comparável, e assumiu-se valor médio de 10%.

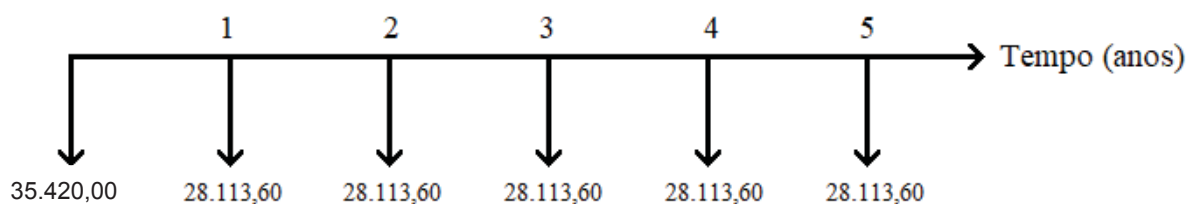
Neste caso têm-se três cálculos de VPL distintos, que foram avaliados para os três valores de investimento inicial, definidos na Tabela 32, e os fluxos de caixa na Tabela 33. O horizonte de cinco anos no cálculo do VPL visou garantir que a vida útil dos equipamentos não seria ultrapassada.

Na literatura adota-se a convenção de que VPL positivo significa que o valor investido retornará com ganho, enquanto VPL negativo significa que o investimento não terá um bom resgate monetário ao final. No contexto deste trabalho, espera-se que os três valores presente líquidos calculados sejam negativos porque o investimento ocorre na área de serviços sociais, como é o saneamento básico, e não são contempladas receitas associadas. Sendo assim, o valor presente líquido menos negativo será o que apresenta melhor desempenho teórico tenha.

4.4.1.1. Cálculo de VPL para Frequência Atual de 12 análises por mês

Para o cálculo foi utilizada a equação 1, sendo o investimento inicial de R\$ 35.420,00, com fluxos de caixa anuais de R\$ 28.113,60 a taxa de 10%. O valor presente líquido, para um mínimo de 12 análises por mês para os parâmetros DQO e SST no afluente e efluente do reator UASB, foi igual a R\$ -141.992,60 (FIGURA 66).

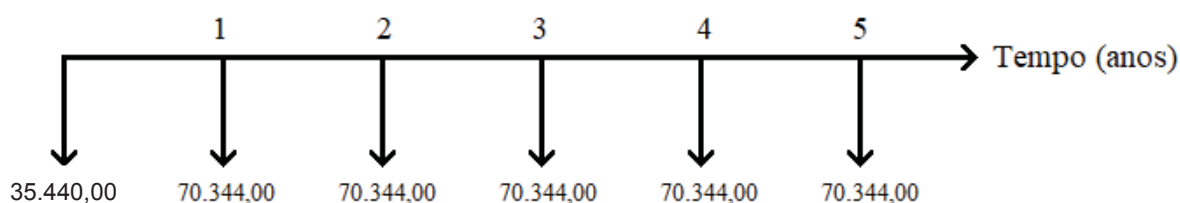
FIGURA 66 - FLUXOS DE CAIXA PARA A FREQUÊNCIA 12 ANÁLISES POR MÊS AFLUENTE E EFLUENTE



4.1.1.2. Cálculo de VPL para Frequência de 30 análises por mês

Para o cálculo foi utilizada a equação 1, sendo o investimento inicial de R\$ 35.440,00, com fluxos de caixa anuais de R\$ 70.344,00 a taxa de 10%. O valor presente líquido, para 30 análises por mês para os parâmetros DQO e SST no afluente e efluente do reator UASB, foi igual a -R\$ 302.099,10 (FIGURA 67).

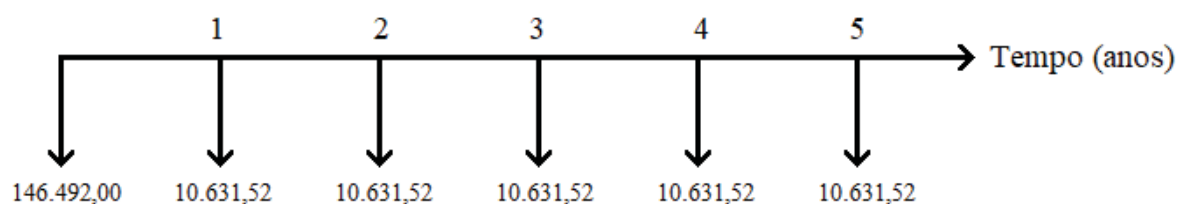
FIGURA 67 - FLUXOS DE CAIXA PARA A FREQUÊNCIA 30 ANÁLISES POR MÊS AFLUENTE E EFLUENTE



4.1.1.3. Cálculo de VPL para Frequência de 720 análises por mês

Para o cálculo foi utilizada a equação 1, sendo o investimento inicial de R\$ 146.492,00, com fluxos de caixa anuais de R\$ 106.631,52 a taxa de 10%. O valor presente líquido para 720 análises por mês para os parâmetros DQO e SST no afluente e efluente do reator UASB foi negativo e igual a -R\$ 186.793,83 (FIGURA 68).

FIGURA 68 - FLUXOS DE CAIXA PARA A FREQUÊNCIA 720 ANÁLISES POR MÊS AFLUENTE E EFLUENTE



A Tabela 34 sumariza os valores dos valores presentes líquidos calculados, onde o sistema de medição (sonda) torna-se interessante, economicamente falando, quando é comparado contra a frequência máxima de 30 análises empregadas na Estação. Destaque-se que a frequência de análise da sonda pode ser aumentada para uma medição por minuto, sem custo adicional e apenas adaptando seu controlador. Portanto, o número de 720 análises por mês de DQO e SST na entrada e saída do reator pode ser ainda maior. A coluna D mostrou finalmente que o custo unitário das análises, quando se emprega a sonda, é muito inferior aos demais. Agregue-se também o fato de permitir maior conhecimento da operação da ETE, além de minimizar impacto ambiental do descarte dos reagentes envolvidos nas análises da DQO.

TABELA 34 - VALOR PRESENTE LÍQUIDO PARA AS FREQUÊNCIAS DE COLETAS AVALIADAS E CUSTO POR ANÁLISE (R\$)⁽²⁾

Frequência	Número de análises por mês, por parâmetros para afluente e efluente (A)	Taxa	Período de tempo avaliado (B)	Valor Presente Líquido (C)	Custo por Análise ⁽¹⁾ (D)
Mínima Atual	12	10 %	5 anos	-R\$ 141.992,60	197,21
Máxima Atual	30			-R\$ 302.099,10	167,83
Proposta com a Sonda	720			-R\$ 186.793,83	4,32

OBS: ⁽¹⁾ D= C / (A x 12 x B); ⁽²⁾ 1 USD= R\$ 3,70

Foi avaliado o valor presente líquido (VPL), ou seja, todas as entradas e saídas de caixa foram tratadas no tempo presente. A avaliação econômica foi feita para diferentes frequências de análise dos parâmetros DQO e SST. Demonstrou-se, por meio do cálculo do VPL e por custo unitário de análise que existe a possibilidade da viabilidade econômica do sistema de medição que utiliza a técnica espectrométrica, quando se compara com a máxima frequência de análise empregada na ETE, para um período de 5 anos e uma taxa de 10%. O controle do afluente e efluente com frequências de 720 análises por mês resulta em benefícios que ainda precisam ser avaliados em trabalhos futuros.

Por outro lado, fazendo uma análise reversa, 720 análises podem ser entendidas como desnecessárias nos atuais compromissos ambientais do saneamento no país, sendo a frequência de 12 análises por mês suficiente para o atendimento das exigências dos órgãos ambientais. Vale lembrar que o fato de que a sonda pode trabalhar na faixa de 12 a 720 análises por mês permitirá alcançar os objetivos associados ao controle de processos como: segurança operacional e pessoal, adaptação a perturbações externas, estabilidade operacional, atendimento aos padrões ambientais além do resultado econômico do processo.

Se a análise do VPL continua por 5 anos a mais, tendo 10 anos como período útil, o sistema de medição online de DQO e SST torna-se economicamente viável para 12 análises por mês, a partir do ano 11.

4.4.2. Discussão Geral da Análise Econômica

Destaque-se que, para Diehl (1997), os custos de desenvolvimento e adequação ambiental tornaram-se não só uma vantagem competitiva em alguns segmentos, mas também uma necessidade de sobrevivência em outros. A afirmação anterior faz que equipamentos como sistema de medição online de DQO e SST, possuam vantagem que talvez, na análise econômica não estejam sendo avaliadas.

A Portaria IAP Nº 256 (PARANA, 2013) expressa a necessidade de um auto monitoramento, controle e acompanhamento periódico, por parte da atividade poluidora, neste caso a ETE, através de coleta, medição e análise do efluente final e do corpo receptor. Destaque-se que existe uma tendência para aumentar a frequência de análises, procurando o cumprimento e confiabilidade no atendimento de padrões ambientais. A Portaria IAP Nº 256 estabelece uma maior frequência de análises, em função do porte da instalação, o que poderia ser facilmente compensada com instrumentos de medição online, no caso específico a DQO e os SST.

Por outro lado, o sistema de medição online de DQO e SST poderia aumentar a segurança na tomada de decisão ante possíveis problemas de qualidade de entrada do esgoto na estação. Parte desta vantagem reside no aumento ou diminuição da frequência de análises, adaptando-se as necessidades de cada ETE.

Outra vantagem intangível é a redução do tempo da mão de obra, empregada na coleta e nas análises periódicas. Também reduzindo consideravelmente o tempo de resposta dos operadores da ETE, quando é comparado o tempo do análise da DQO pela abordagem tradicional (superior 2 horas) e a análise feita pela a sonda (aproximadamente 60 segundos).

A sua vez, a determinação da DQO pode ser feita por diferentes métodos, porém permanece o mesmo princípio. Os principais métodos utilizados são o titulométrico com refluxo aberto, o titulométrico com refluxo fechado e o colorimétrico com refluxo fechado. Logo depois das análises, tem-se que lidar com os frascos, que contém uma solução com sulfato de mercúrio, dicromato de potássio, e ácido sulfúrico. O descarte do conteúdo destes frascos precisa de protocolos de segurança até a sua disposição final. O uso da sonda para a análise de DQO reduz significativamente a quantidade destes resíduos perigosos e o tempo de exposição dos trabalhadores com eles.

Consequentemente, a técnica espectrométrica constitui uma evolução para a monitorização *in situ* e em tempo real de ETEs no Brasil. Além disto, o avanço permitirá por exemplo suportar, requerimentos como os da Portaria IAP Nº 256 (PARANA, 2013), mesmo que os equipamentos não possam ser considerados como indicadores de qualidade do esgoto, poderão ser uma alternativa para a operação de estações de tratamento de esgoto

5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Constatou-se que existe um acréscimo nos erros de medição, na operação contínua da sonda que mensurou DQO e SST, evidenciou-se uma diferença entre os valores da sonda e as análises de laboratório, esta foi aumentando com a acumulação dos sólidos, presentes no esgoto, na janela de medição do equipamento. O acréscimo dos erros revelou uma perda na efetividade do equipamento de medição, comparado com os valores registrados no laboratório, em dias contínuos de operação, mesmo empregando autolimpeza com ar comprimido, própria do sistema do equipamento, consolidando a necessidade de uma limpeza manual periódica, cada 3 dias, nas condições estudadas.

Foram comparadas as leituras de DQO da sonda com os valores das DQO medidas no laboratório. Para isso foram avaliadas os tipos disponíveis de calibração: global, calibração off set e calibração local linear, por vários critérios (R^2 , RMSErel, RSR e teste *t-Student*), demonstrando que os três tipos de calibração podem ser adequados para o esgoto doméstico de entrada no reator UASB (afluente), sendo de melhor desempenho a calibração local linear. Por outro lado, usando os mesmos critérios estatísticos para a avaliação da DQO de saída do esgoto doméstico do reator UASB (efluente), a calibração local linear adaptou-se melhor que as outras testadas. Por sua vez, para os SST, o estudo não foi conclusivo, apresentaram-se grandes diferenças entre a sonda e os valores medidos no laboratório.

Portanto, considera-se que a aplicação de técnicas espectrométricas constitui um avanço para a monitorização in situ e em tempo real de ETEs no Brasil, mesmo que os equipamentos não possam ser considerados como indicadores “formais” de qualidade do esgoto, pode ser uma alternativa para a operação de Estações de Tratamento de Esgoto. No entanto, é preciso primeiro definir as melhores práticas para se obter resultados com maior confiabilidade. Como exemplo, menciona-se a adaptação de procedimentos operacionais de limpeza, adequados à realidade de uma ETE brasileira, com tecnologia UASB. Os resultados, permitiram a confirmação da hipótese: *os instrumentos de medição envolvidos no monitoramento das variáveis DQO, SST de avaliação de operação dos reatores UASB tratando esgoto doméstico oferecem confiabilidade.*

Os resultados da comparação entre as vazões de biogás, utilizando medidor do tipo vórtice e medidor por dispersão térmica, permitiram determinar a relação média $Vazão_{DispTérm}/Vazão_{Vórtice} = 1,17$, entre as duas técnicas empregadas. As maiores diferenças nas medições aconteceram quando a vazão de biogás esteve entre 0 e 9 $Nm^3.h^{-1}$, consideradas baixas. Assim, o coeficiente de determinação obtido foi 0,8554, não apresentando diferenças estatísticas significativas, presumindo médias equivalentes para o cenário 1 ($M=50$ amostras, em janeiro de 2018). Contudo, apresentam-se picos de produção de vazão de biogás diferentes daqueles já relatados em outros estudos, tendo em vista que a vazão de biogás descreveu curvas padrão com período de 24 horas, as vazões máximas ocorreram tipicamente entre às 0 e 3 horas do dia e aproximadamente as 15 horas e as vazões mínimas entre as 6 e 9 horas.

O cenário 2 ($M=213$, março de 2018) revelou que as vazões médias mensuradas com o medidor de vazão do tipo vórtice e tipo dispersão térmica foram de $(21,44 \pm 8,74) Nm^3.h^{-1}$ e $(22,83 \pm 6,57) Nm^3.h^{-1}$, respectivamente. Por sua vez, o coeficiente de determinação (R^2) foi de 0,7903, indicando boa linearidade, o que significa que os equipamentos foram eficazes, produzindo resultados

diretamente proporcionais. Além disto, através do teste de t-Student, com um nível de significância de 0,05, constatou-se que não houve diferenças significativas entre as medições dos dois equipamentos.

Os resultados apresentados revelaram o comportamento horário e cíclico da carga orgânica de entrada, de saída e a carga orgânica removida na ETE. A carga orgânica removida, em média de 48%, calculou-se as correlações pelo método de Spearman entre os parâmetros vazão de biogás, percentual de CH₄, percentual e CO₂ e concentração de H₂S. A produção per capita de biogás obtida foi em média igual a $(4,51 \pm 1,65)$ NL.hab.d⁻¹, valor inferior ao reportado na literatura e o H₂S no limite superior do reportado na literatura.

Obteve-se a confirmação da segunda hipótese: *os instrumentos de medição envolvidos no monitoramento das variáveis de vazão e qualidade do biogás de avaliação de operação dos reatores UASB tratando esgoto doméstico oferecem confiabilidade.*

Seguindo as diretrizes reportadas no GUM (BIPM, 2008), foram individualmente quantificadas as incertezas, tipo A e tipo B, para avaliar as principais características metrológicas inerentes ao sensor que mede a DQO e SST mediante a técnica, espectroscopia UV-VIS, as principais contribuições foram associadas as incerteza tipo B, especificamente ao certificado de calibração e as referências históricas.

Para os medidores de vazão de biogás, as principais contribuições foram associadas com a repetibilidade (incerteza do tipo A) e as incertezas oriundas do certificado (incerteza do tipo B). No entanto no medidor de vazão de esgoto, obteve-se que a maior contribuição percentual da incerteza foram aquelas obtidas pela análise estatística da série de observações ou incertezas tipo A.

Foi constatado que o medidor de qualidade de biogás teve as principais contribuições associadas com a reprodutibilidade (incerteza do tipo A) e as incertezas oriundas do certificado (incerteza do tipo B), quando mensurou CH₄ e CO₂, também, conclui-se que a prioridade de melhoria de incerteza para o equipamento quando mensurou O₂ e H₂S são: a reprodutibilidade e repetibilidade.

A avaliação econômica do uso da sonda foi feita para diferentes frequências de análise dos parâmetros DQO e SST na estação de tratamento. Foi avaliado o valor presente líquido (VPL), ou seja, todas as entradas e saídas de caixa (recursos financeiros) foram tratadas no tempo presente. Demonstrou-se, por meio do cálculo do VPL e por custo unitário de análise, que existe a possibilidade da viabilidade econômica do sistema de medição que utiliza a técnica espectrométrica, quando se compara com a máxima frequência de análise empregada na ETE, para um período de 5 anos e uma taxa de juros de 10%.

O uso de sistemas de medição para controle de processos em tempo real numa estação de tratamento de esgoto sanitário que utiliza reatores UASB, permitiu coletas em condições de qualidade e segurança, também propiciou que as mudanças acontecidas, no afluente ou no processo de tratamento, durante as diferentes coletas fossem identificadas e analisadas em tempo real. Em virtude disso o sistema permitirá uma tomada de decisão rápida em comparação com os métodos tradicionais. Assim, produzirão diagnósticos avançados que serão baseados principalmente no monitoramento online de parâmetros como vazão de esgoto, DQO, SST, vazão de biogás e composição de biogás

Como benefícios, tem-se a redução do tempo empregado na coleta e nas análises periódicas, reduzindo o acesso no campo da ETE, o que minimiza os riscos para o pessoal de operação envolvido.

A qualidade e quantidade de dados para análise dos resultados também serão em maior número e consequentemente tratados, a sua vez que haverá menor probabilidade de erro humano.

A partir do presente estudo desenvolveram-se as seguintes recomendações para estudos futuros,

- Elaborar e inserir, no equipamento (sonda), curvas de calibração global para os parâmetros avaliados, adaptadas a realidade do esgoto brasileiro, para isso é preciso mudar ou trocar o controlador da sonda por outro que permita ler os valores de absorbância diretamente, o modelo utilizado na pesquisa não permite esta opção;
- Avaliar o comportamento das outras variáveis que o equipamento mede, exemplo DQO filtrada e Sólidos Suspensos Totais, visando a menor incerteza, para o afluente e efluente de UASB e o efluente das diferentes configurações do pós-tratamento utilizadas;
- Apresentar comparações entre os medidores de vazão de biogás, citados no estudo, após adaptações e melhorias, como por exemplo a inserção de tubulações atérmicas, isto é, que não absorvem calor;
- Avaliar as medições de composição de biogás obtidos nos equipamentos, comparando com a técnica de cromatografia gasosa em laboratório;
- Determinar a influência da precipitação pluviométrica na composição do biogás, em reatores UASB operando com esgoto doméstico;
- Realizar o plano de manutenção preventiva de todos os equipamentos, preferivelmente, elaborado em forma de roteiro, para que todas as áreas envolvidas com a manutenção possam realizar as tarefas de forma padronizada.

REFERÊNCIAS

- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 12.209**: Elaboração de Projetos Hidráulicos-Sanitários de Estações de Tratamento de Esgotos Sanitários. Rio de Janeiro, 2011.
- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR ISO 5168**: Medição de Vazão de Fluidos - Procedimento para Avaliação de Incertezas. Rio de Janeiro, 2015.
- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 9826**: Medição de Vazão de Líquido em Canais Abertos – Calhas Parshall e SANIIRI. Rio de Janeiro, 2008.
- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 7229**: Projeto, Construção e Operação de Sistemas de Tanques Sépticos, Rio de Janeiro, 1993.
- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 9.649**: Projeto de Redes Coletoras de Esgoto Sanitário. Rio de Janeiro. 7 p. 1986.
- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR ISO 24512**. Atividades Relacionadas aos Serviços de Água Potável e de Esgoto — Diretrizes para a Gestão dos Prestadores de Serviços de Água e para a Avaliação dos Serviços de Água Potável. Rio de Janeiro, 2012.
- ABREU, A. L.; DIEHL, C. A.; MACAGNAN, C. B. Mensuração de Custos Intangíveis: uma Análise Prática. **Revista Contabilidade Vista & Revista**, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, v. 22, n. 3, p. 41-71, 2011.
- AGRAWAL, L. K.; HARADA, H.; OKUI, H. Treatment of Dilute Wastewater in a UASB Reactor at a Moderate Temperature: Performance Aspects. **Journal of Fermentation and Bioengineering**, v. 83, n. 2, p. 179-184, 1997.
- AISSE, M. M. **Sistemas Econômicos de Tratamento de Esgotos Sanitários**. Rio de Janeiro, ABES, 192 p. 2000.
- AISSE, M. M. **Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios**. 2002. Tese (Programa de Pós-Graduação em Engenharia). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2002.
- ALÉM SOBRINHO, P.; TSUTIYA, M. T. **Coleta e Transporte de Esgoto Sanitário**. 1ª. ed. São Paulo: Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 1999.
- ANDRADE NETO, C. O.; CAMPOS, J. R. Introdução. In: CAMPOS, J.R. **Tratamento de Esgotos Sanitários por Processos Anaeróbios e Disposição Controlada no Solo**. 1. ed. Rio de Janeiro: ABES, p. 1-28. 1999.
- ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. (Eds.). **Lodo de Esgoto: Tratamento e Disposição Final**. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 6. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG, 484 p. 2001.
- AMARAL, K. G. C.; AISSE, M. M.; POSSETTI, G. R. C.; PRADO, M. R. Use of life cycle assessment to evaluate environmental impacts associated with the management of sludge and biogas. **Water Science & Technology** (aceito para publicação) 2018.
- APHA, AWWA, WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 2012. Edição 22. Washington, USA.
- ARAUJO, A. F.; SOUZA JÚNIOR, A. M.; SILVA, I. L.; HONÓRIO, R. F.; RODRIGUES, R. L.; LEMOS, T. N. **Medição de Vazão: Conceitos e Métodos de Medidas**. Universidade Estadual de Minas Gerais (UEMG). 2015.

AQUINO, S. F.; CHERNICHARO, C. A.; FORESTI, E.; SANTOS, M. D. L. F. D.; MONTEGGIA, L. O. Metodologias para determinação da atividade metanogênica específica (AME) em lodos anaeróbios. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 12(2), 192-201. 2007.

AQUINO S.F.; SILVA S. Q.; CHERNICHARO, C. A. L. Considerações práticas sobre o teste de demanda química de oxigênio (DQO) aplicado a análise de efluentes anaeróbios. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Vol.11- 4, 295-304, 2006.

AZEVEDO NETTO, J. M. Medidores de Regime Crítico. In: **Manual de Hidráulica**. São Paulo, Ed. Edgard Blucher Ltda. Cap.29, p. 488-502. 1973.

BADO C.; PERCIO J. E.; LINDINO C. A. A. Demanda Química de Oxigênio: Questionamentos, **Revista Analytica**, 01, 62, 2013.

BAETTKER, E. C.; RIETOW, J. C.; ARSEGO, M. M.; DA CRUZ, G.; M. AISSE, M. M. Evaluate of the inert cod and anaerobic biodegradability of landfill leachate. Asociación Colombiana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental – **Anais ACODAL. Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental –AIDIS. Bogotá** – Colombia, 2016.

BIGGS, D. A.; JOHNSON, G.; SJAUNJA, L. O. Analysis of fat, protein, lactose and total solids by infrared absorption. In: Monograph on rapid indirect methods for measurement of the major components of milk. **Bull. Int. Dairy Fed.**, n. 208, p. 21-29, 1987.

BILOTTA, P.; ROSS B. Z. L. Estimativa de geração de energia e emissão evitada de gás de efeito estufa na recuperação de biogás produzido em estação de tratamento de esgotos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, V.21 N.2, 275-282, 2016.

BIPM, **Bureau International des Poids et Mesures, Evaluation of Measurement Data** – Guide to Expression of Uncertainty in Measurement (GUM), JGCM 100:2008, published by BIPM in the name of BIPM, IEC, IFCC, ILAC, ISO, IUPAC, IUPAP and OIMI, ed I, 2008.

BIPM, **Bureau International des Poids et Mesures, Evaluation of Measurement Data** – Guide to expression of uncertainty in measurement (GUM), JGCM 200:2012, published by BIPM in the name of BIPM, IEC, IFCC, ILAC, ISO, IUPAC, IUPAP and OIMI, ed. I, 2012.

BOLLMANN, H. A.; AISSE, M. M. Avaliação da Aplicação de Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente no Tratamento de Esgotos Domésticos de Pequenas Comunidades. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 15, Belém, 1989. **Anais. Rio de Janeiro, ABES. 2** (1): 140-54. 1989.

BORGES, E. Tratamento térmico de lodo anaeróbio com utilização de biogás gerado em reatores USAB: Avaliação da autos sustentabilidade do sistema e do efeito sobre a higienização e a desidratação do lodo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, V 14, 337-346, 2009.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente, CONAMA. **Resolução n. 375**, Critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. 29 de agosto de 2006. Diário Oficial da União, 2006.

BRASIL. **Guia Técnico de Aproveitamento Energético de Biogás em Estações de Tratamento de Esgoto**. 2 ed. Brasília, Distrito Federal: Ministério das Cidades, 183 p, 2017.

BRITO R.; PINHEIRO M.; FERREIRA F.; MATOS J.; LOURENÇO, N. In situ UV-Vis spectroscopy to estimate COD and TSS in wastewater drainage systems. **Urban Water Journal**. Volume 11, 2014.

CAO, Z.; BUTTNER, W.J.; STETTER, J.R. The properties and applications of amperometric gas sensors. **Electroanalysis**, 4, 253–266. 1992.

CAO, Y.; PAWŁOWSKIA, A. Sewage sludge-to-energy approaches based on anaerobic digestion and pyrolysis: Brief overview and energy efficiency assessment. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. v.16, p.1657-1665, 2012.

CABRAL C. B. G.; CHERNICHARO C. A. L.; PLATZER C. J.; BARJENBRUCH M.; FILHO P. B. Evaluation of biogas production and energy recovery potential. In: 5 Full-Scale WWTPs with UASB Reactors. **Chem. Eng. Process Tech.**, 3, 1043, 2017.

CABRAL, B. G. C.; PLATZER, C. J.; ROSENFELDT, S.; HOFFMANN, H.; CHERNICHARO C. A. L. **Caracterização do biogás gerado no tratamento de efluentes domésticos em reatores UASB no Brasil**. 28º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2015.

CAMPOS, J. R. (coord.). **Tratamento de Esgotos Sanitários por Processos Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo**. Rio de Janeiro: PROSAB Finep, 1999.

CHERNICHARO, C. A. L.; BRESSANI-RIBEIRO, T.; PEGORINI, E.; POSSETTI, G. R. C.; MIKI, M. K.; NONATO, S. Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário – Parte 1: Tópicos de Interesse. **Revista DAE** – edição especial, v. 66, n. 214, p. 5-16, 2018.

CHERNICHARO, C.; VAN HAANDEL A.; AISSE, M.; CAVALCANTI, P. Reatores anaeróbios de manta de lodo. In: CAMPOS, J. R. (coord.). **Tratamento de esgotos Sanitários por processos anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: PROSAB Finep, 1999.

CHERNICHARO C. A. L.; VAN LIER J. B.; NOYOLA A.; BRESSANI RIBEIRO T. Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges. **Rev. Environ Sci Biotechnol**, 14:649–679, 2015.

CHERNICHARO, C. A. L.; ALMEIDA, P. G. S.; LOBATO, L. C. S.; COUTO, T. C.; BORGES, J. M. Experience with the design and startup of two full-scale UASB plants in Brazil: enhancements and drawbacks. **Water Science and Technology**, 60(2):507–515. 2009.

CRUZ D.B.; ARANTES E.J.; CARVALHO K. Q.; PASSIG F. H.; KREUTZ C.; GONÇALVES M. S. Avaliação do comportamento hidrodinâmico de reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente com diferentes configurações do sistema de distribuição do afluente utilizando fluidodinâmica computacional. **Eng Sanit Ambient**. V 21 (4), 721-730, 2016.

DAELMAN, M.R.J.; VAN VOORTHUIZEN, E.M.; VAN DONGEN, L.G.J.M.; VOLCKE, E.I.P.; VAN LOOSDRECHT, M. Methane and nitrous oxide emissions from municipal wastewater treatment – results from a long-term study. **Water Science and Technology** 67 (10), 2350–2355, 2013.

DAELMAN M.R.J.; VAN VOORTHUIZEN E.M.; VAN DONGEN G. J. M.; VOLCKE E.I.P.; VAN LOOSDRECHT M.C.M. Methane emission during municipal wastewater treatment, **Water Research** 46 3657 e 3670, 2012.

DIEHL, C. A. **Proposta de um sistema de avaliação de custos intangíveis**. Dissertação (Mestrado), Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre: UFRGS, 1997.

DOBBS, R.A.; WISE, R.H.; DEAN, R. B. The use of ultra-violet absorbance for monitoring the total organic carbon of water and wastewater. **Water Research**. Vol. 6. pp. 1173-1180. 1972.

DUARTE, O. A. H.; PAULA, A. C.; CANTÃO M.P.; POSSETI, G. R. C.; AISSE, M. M. Avaliação da vazão de biogás produzido em reator anaeróbio do tipo UASB, mensurado por medidores do tipo vórtex e dispersão térmica. **Anais do XIV Congresso SIBESA, 2018**.

DUARTE, O. A. H.; LISBOA, A. M.; CANTÃO M. P.; POSSETI, G. R. C.; AISSE, M. M. Medição in situ e em tempo real da demanda química de oxigênio, **Anais 29º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2017.

DUARTE, O. A. H.; RIETOW, J. C.; CANTÃO M.P.; POSSETI, G. R. C.; AISSE, M. M. Comparação da medição da vazão de esgoto na calha Parshall de uma ETE realizada por meio de medição manual e

por medidor ultrassônico, I congresso internacional de engenharia de saúde pública e de saúde ambiental. Belém - PA/Brasil, 2017. (**Aguardando os Anais do Congresso**)

DUARTE, O.; SÁNCHEZ, L.; CÁRDENAS, M.; CANTÃO, M.; POSSETTI, G.; AISSE, M.M. Ventajas y desventajas del uso de la espectrofotometría monitoreando la calidad del agua residual en un reactor anaeróbico. **Revista Científica UNET** VOL. 30(1):302-312, 2018.

DUARTE, O.; CANTÃO, M.; POSSETTI, G.; AISSE, M. Avaliação Econômica do Uso do Sistema de Medição Online da Demanda Química de Oxigênio e Sólidos Suspensos Totais, aplicado em uma Estação de Tratamento de Esgoto Doméstico. **XXXVI Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental**, Guayaquil-Ecuador. 2018.

ELLISON S L R.; WILLIAMS A. guide: **Quantifying Uncertainty in Analytical Measurement**, (Eds). Eurachem/CITAC Third edition, (2012) ISBN 978-0-948926-30-3. Available from www.eurachem.org

FORESTI, E.; ZAIAT, M.; VALLERO, M. Anaerobic processes as the technology for sustainable domestic wastewater treatment: consolidated applications, new trends, perspectives and challenges. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, 5, p. 3 – 19. 2006.

FOLEY, J.; YUAN, Z.; LANT, P. Dissolved methane in rising main sewer systems: field measurements and simple model development for estimating greenhouse gas emissions. **Water Science and Technology**. 60 (11), 2963 e 2971. 2009.

GERVASONI, R.; CANTAO, M. P. Produção de metano a partir de digestão anaeróbia relação entre teoria e prática, **Espaço Energia**, V. 15, p 13-20, Outubro 2011.

GONÇALVES G. M. Medidor Vórtex Conceitos, tecnologia e aplicações na medição de vazão. **Petro & Química** 336, pp 48-52. 2005.

GRUBER G.; BERTRAND-KRAJEWSKI J.L.; De BENEDITIS J.; HOCHEDLINGER M.; LETTL W. Practical aspects, experiences and strategies by using UV/VIS sensors for long-term sewer monitoring. **Water Practice & Technology**, Vol. 1. 2006.

GRUBER, G.; WINKLER, S.; PRESSL, A. Continuous monitoring in sewer networks - an approach for quantification of pollution loads from CSOs into surface water bodies. **Water Science & Technology**. IWA. Vol. 52 (12), 215-223. 2005.

GUISASOLA, A.; SHARMA, K.R.; KELLER, J.; YUAN, Z. Development of a model for assessing methane formation in rising main sewers. **Water Research** 43 (11), 2874 e 2884, 2009.

HANS, V.; POPPEN, G.; LAVANTE, E. V.; PERPEET, S. Vortex-shedding flow meters and ultrasound detection: signal processing and bluff body geometry". **Flow Measurement and Instrumentation** 9, pp. 79- 82, 1998.

HELM, I.; JALUKSE, L.; LEITO, I. Measurement Uncertainty Estimation in Amperometric Sensors: A Tutorial Review, **Sensors** 10, 4430-4455, 2010.

HERNANDEZ, O. A. D.; LISBOA, A. M.; CANTÃO M.P.; POSSETI, G. R. C.; AISSE, M. M. Assessment of an in situ real time uv/vis based spectrometry system for chemical oxygen demand measurement in a wastewater anaerobic treatment reactor, **Water Resources Management** / Takako Matsumura-Tundisi, José Galizia Tundisi (Editors). 167 - 180, 2018.

IBGE. **Indicadores de Desenvolvimento Sustentável. Estudos & Pesquisas**. Informação Geográfica. Caderno 7. Brasil. 2010.

INCONTROL, **Manual de Operação e Instalação Calha Parshall**, Medidor de vazão em canais abertos, Cód: 073AA-025-122M – Rev. B 2008

INMETRO, **Instituto Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial**, Brasil. Sistema Internacional de Unidades: SI ed. 8, 2003.

INMETRO, **Vocabulário Geral de Termos Fundamentais e Gerais da Metrologia – VIM**, Rio de Janeiro, 2007.

IPCC. **IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme**, Eggleston, H.S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T. and Tanabe, K. (eds), IPCC, Hayama, Japan. 2006.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). Climate Change 2014: **Mitigation of Climate Change. Working Group III Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2014.

ISO **8466-1**: 1990. Water quality - Calibration and Evaluation of Analytical Methods and Estimation of Performance Characteristics. Part 1: Statistical Evaluation of the Linear Calibration Function. International Organization for Standardization.

ISO **8466-2**: 2001. Water quality - Calibration and Evaluation of Analytical Methods and Estimation of Performance Characteristics - Part 2: Calibration Strategy for Non-Linear Second-Order Calibration Functions. International Organization for Standardization.

JCGM. Evaluation of measurement data - Guide to the expression of uncertainty in measurement (ISO GUM). **Joint Committee for Guides in Metrology**, 2008.

JORDÃO, E.P.; PESSOA, C.A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 6 ed., Rio de Janeiro: ABES, 1050p., 2011.

JALUKSE, L.; LEITO, I.; MASHIRIN, A.; TENNO, T. Model-based measurement uncertainty estimation in amperometric dissolved oxygen concentration measurement. **Accred Qual Assur** 340–348. 2007.

KNAPIK H. G.; FERNANDES, C.V.S.; AZEVEDO J.C.R. Aplicabilidade de técnicas de espectroscopia e da concentração de carbono orgânico dissolvido na caracterização da matéria orgânica em rios urbanos, RBRH – **Revista Brasileira de Recursos Hídricos** Volume 19 n.4, 2014.

KOHRING, M.; BOTTGER S.; WILLER U.; SCHADE, W. LED- Absorption QEPAS Sensor for Biogas plants. **Sensors** 15 12092 – 12103. 2015

KRAUSE, P.; BOYLE, D.P.; BASE, F. Comparison of different efficiency criteria for hydrological model assessment. **Advances in Geosciences**, 5, 89–97. 2005.

KYLEFORS, K.; ECKE, H.; LAGERKVIST, A. *Accuracy of COD test for landfill leachates*. **Water Air and Soil Pollution**, v. 146, p. 153-169, 2003.

LANGERGRABER, G.; WEINGARTENER, A.; FLEISCHMANN, N. Time - resolved delta spectrometry. A method to define alarm parameters from spectral data. **Water Science & Technology**. Vol. 50 (11). pp. 13-20. 2004.

LEGATES, D.R.; MCCABE, G.J. Evaluating the use of “goodness-of-fit” measures in hydrologic and hydroclimatic model validation. **Water Resources**, **35** (1), 233–241. 1999.

LEPOT, M.; TORRES, A.; HOFER, T.; CARADOT N.; GRUBER G.; AUBIN J.; BERTRAND-KRAJEWSKI, J., Calibration of UV/Vis spectrophotometers: A review and comparison of different methods to estimate TSS and total and dissolved COD concentrations in sewers, WWTPs and rivers. **Water Research** 101. 519-534, 2016.

LIU, J.; OLSSON G.; MATHIESON B. A volumetric meter for monitoring of low gas flow rate from laboratory-scale biogas reactors,” **Sensors and Actuators B: Chemical**, Vol. 97, pp. 369–372, 2004.

LETINGA, G.; POL, L.W.H. UASB-process design for various types of wastewaters. **Water Science and Technology**, vol. 24, n. 8, p. 87-107. 1991.

LJUNG, G.M.; BOX, G.E. On a measure of a lack of fit in time series models. **Biometrika**, 65 (2), 297–303. 1978.

LOBATO, L. C. S.; CHERNICHARO, C. A. L.; SOUZA, C. L. Estimates of methane loss and energy recovery potential in anaerobic reactors treating domestic wastewater. **Water Science and Technology** 66. 2012.

LOBATO, L. C. S. **Aproveitamento energético de biogás gerado em reatores UASB tratando esgotos domésticos**. Tese de Doutorado. UFMG – Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Belo Horizonte – MG, 2011.

LOWINSOHN D.; BERLOTTI, M. Sensores eletroquímicos: considerações sobre mecanismos de funcionamento e aplicações no monitoramento de espécies químicas em ambientes microscópicos, **Quím. Nova** vol.29 no.6 São Paulo Nov./Dec. 2006.

MAGNUSSON B.; ÖRNEMARK U. **The Fitness for Purpose of Analytical Methods – A Laboratory Guide to Method Validation and Related Topics**, Eurachem Guide: 2nd ed. 2014.

MARIBAS, A.; SILVA, M.C.; LAURENT, N.; LOISON, B.; BATTAGLIA, P.; PONS, M.N. Monitoring of rain events with a 272 submersible UV/Vis spectrophotometer. **Water Science & Technology**, 57 (10), 1587–1593, 2008.

MARINHO F.M. Uncertainty in flow gas measurement systems with ultrasonic meters, **North Sea Flow Measurement Workshop**, Norway, 2015.

MATSHE, N.; STUMWOHRER, K. UV absorption as control- parameter for biological treatment plants. **Water Science & Technology**. Vol. 33 (12). pp. 211 - 218. 1996.

MCCARTY, P.L. **Anaerobic waste treatment fundamentals - Part II: Environmental Requirements and Control**. Publish Works. v. 95, p. 123-6, 1964.

MELO D.F.; MOTTA T.M.; OLIVEIRA P.V.C.; MACHADO L.M.; SOUZA C.L. Avaliação da variabilidade quantitativa e qualitativa do biogás gerado em reatores UASB tratando esgoto doméstico. **Anais 28º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio Janeiro. 2015.

METCALF & EDDY, **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. Tradução: espanhol, I; Mierzwa, J. C. 5^a ed., Porto Alegre: AMGH. 2016.

MIAU, J.J.; YEY C.F.; HU C.C.; CHOU J.H. On measurement uncertainty of a vortex flowmeter. **Flow Measurement and Instrumentation**, V 16, 394-404. 2005.

MME. Plano Nacional de Eficiência Energética. **Premissas e Diretrizes Básicas**. Ministério de Minas e Energia - MME. Brasília, p. 134. 2011.

MUNGRAY, A. K.; PATEL, K. Coliforms removal in two UASB more ASP based systems. **Int Biodeterior Biodegrad** 65:23–28, 2011.

MORIASI, D.N.; ARNOLD, J.G.; VAN LIEW, M.W.; BINGNER, R.L.; HARMEL, R.D.; VEITH, T.L. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. **Transactions of the ASABE**, 50 (3), 885-900. 2007.

MOAZZENI, T.; JIAN M.; YINGTAO J., *Measurement and Calibration of Thermal CrossCorrelation-Based Flowmeter Operating in Harsh Environment*, Instrumentation and Measurement, **IEEE Transactions on** , vol.62, no.8, pp.2280- 2285, Aug. 2013.

NOYOLA, A.; PADILLA-RIVERA A.; MORGAN-SAGASTUME, J. M. L.; GU ERECA, L.P.; HERNANDEZ-PADILLA, F. Typology of Municipal Wastewater Treatment Technologies in Latin America. **Clean – Soil, Air, Water**, 40 (9), 926–932, 2012.

NOYOLA, A.; MORGAN-SAGASTUME, J. M.; GÜERECA, L. P. **Selección de tecnologías para el tratamiento de aguas residuales municipales**. 1ª ed. México: 2013.

NOYOLA, A.; MORGAN-SAGASTUME, J.M.; LÓPEZ-HERNÁNDEZ, J.E. Treatment of biogas produced in anaerobic reactors for domestic wastewater: odor control and energy /resource recovery. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**. V. 5, p. 93– 114, 2006

OLIVEIRA, S.C.; VON SPERLING, M. Performance evaluation of UASB reactor systems with and without post-treatment. **Water Science and Technology** 59 (7), 2009.

OLIVEIRA, S.M.A.C.; VON SPERLING, M. Performance evaluation of different wastewater treatment technologies operating in a developing country. **Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development**, 1 (1). pp. 37-56. 2011.

PARANÁ. **Resolução nº 16**. Secretaria Estadual do Meio Ambiente (SEMA). Diário Oficial do Estado, 2014.

PARANÁ. **Portaria Nº 256**, Declaração de carga poluidora, através do sistema de automonitoramento das atividades poluidoras, Diário Oficial do Estado, 2013

PARSHALL, R. L. **The improved Venturi flume**. The Colorado Agricultural College. Fort Collins, v. 336, 1-65, March 1928.

PENA, M. R.; RODRIGUE, Z. J.; MARA, D. D.; SEPULVEDA, M. UASBs or anaerobic ponds in warm climates A preliminary answer from Colombia use of biogas for cogeneration of heat and electricity for local application: performance evaluation of an engine power generator and a sludge thermal dryer. **Water Sci Technol** 42(10):59–65. 2000.

PEREIRA, C.E.B.; SOARES S.R.A.; SAMPAIO S. P.; BERNARDES R. S. Efeito do aporte de águas pluviais ao sistema de esgotos sanitários: variação da vazão afluente à estação de tratamento de esgotos. IN: **Anais 22º. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Joinville, 2003.

POSSETTI, G. R. C. **Sensores em fibra optica para avaliação de combustíveis líquidos**, Tese Doutorado, pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2013a

POSSETTI, G. R. C.; JASINSKI, V. P.; MESQUITA, N. C.; KRIGUEL, K.; CARNEIRO, C. Medições em tempo real do biogás produzido em reatores UASB alimentados com esgoto doméstico. In: 27º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2013, Goiânia - GO. **Anais Eletrônicos do 27º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro - RJ: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. v. 2, p. 1-6. 2013b.

POUET, M. F.; BAURES E.; VAILLANT S.; THOMAS O. Hidden isosbestic point(s) in UV spectra. **Appl. Spectrosc.**, Vol. 58, 486 - 490. 2004.

RIEGER L.; LANGERGRABER G.; SIEGRIST H. Uncertainties of spectral in situ measurements in wastewater using different calibration approaches. **Water Science and Technology**. Vol 53 (12), 187-197. 2006

ROSA, A. P; CONESA, J. A.; FULLANA; A.; MELO G. C. B.; BORGES, J. M.; CHERNICHARO, C. A. L. Energy potential and alternative usages of biogas and sludge from UASB reactors: case study of the Laboreaux wastewater treatment plant. **Water Science & Technology** 73.7., 2016.

ROSA, A.P.; LOBATO, L. C. S.; CHERNICHARO, C. A. L.; MARTINS, D. C. R. B.; MACIEL, F. M.; BORGES, J. M. Improving performance and operational control of UASB reactors via proper sludge and scum discharge routines. **Water Pract Technol** 7(3):11 2012.

SAMWAYS, G.; AISSE, M. M. Relação entre a Precipitação Pluviométrica e a Vazão Afluente às ETE, visando o Gerenciamento das Redes Coletoras de Esgoto Sanitário. 3º Simpósio Brasileiro de Engenharia Ambiental”, realizado em Brasília-DF, 2004. **Participação com o Trabalho Científico: (texto integral constante do CD do evento)**

SANEPAR - Companhia de Saneamento do Paraná Diretrizes para elaboração de projetos de sistema de esgotamento sanitário. Estação de Tratamento de Esgoto – ETE. Curitiba - PR, 2017.

SANEPAR - Companhia de Saneamento do Paraná. Comunicação pessoal. USEG. Curitiba - PR, 2018.

SATO, N.; OKUBO, T.; ONODERA, T.; OHASHI, A.; HARADA, H. Prospects for a self-sustainable sewage treatment system: a case study on full-scale UASB system in India's Yamuna River Basin. **J Environ Manag** 80:198–207. 2006.

SAWYER, C.N.; Mc CARTY, P.L., PARKIN, G.F. **Chemistry for environmental engineering**. 4th ed Mc Graw-Hill. Inc New York, 1994.

SHAPIRO, S.S; WILK, M.B. An analysis of variance test for normality (complete samples). **Biometrika**, 52 (3/4), 591–611. 1965.

SHEMSHAD J.; AMINOSSADATI S.M.; KIZIL M.S. A review of developments in near infrared methane detection based on tunable diode laser, **Sensors and Actuators B: Chemical** 171, 77-92, 2012.

SILVA, F. J. A.; LIMA, M. G. S.; MENDONÇA, L. A. R.; GOMES, M. J. T. L. Septic Tank combined with anaerobic filter and conventional UASB—results from full scale plants. **Braz J Chem Eng** 30(1):133–140, 2013.

SILVA, T; POSSETTI, G.; COELHO, S. **Avaliação do Potencial de Produção de Energia a partir do Biogás Gerado no Tratamento de Esgotos Domésticos**. Congresso Brasileiro de Planejamento Energético, Florianópolis, ago. 2014.

SILVA, T. C. F.; RIETOW, J. C.; COELHO, S. T.; POSSETTI, G. R. C. Utilização do biogás proveniente do tratamento do esgoto doméstico para geração de eletricidade. In: 10º Congresso sobre Geração Distribuída e Energia no Meio Rural - AGRENER GD, São Paulo - SP. **Anais do AGRENER**. p. 1-10. 2015.

SILVEIRA B.M. Avaliação do potencial energético do biogás gerado na ete piçarrão: análise quantitativa e qualitativa do biogás. **Anais 29 ° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2017.

SNIS – **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos: ano base 2015**. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Informações sobre o Saneamento, Brasília - DF, 2017.

SOUZA L.S.; CHERNICHARO C.A.L. Comparação de desempenho de um sistema UASB / filtro anaeróbio operando em regimes hidráulicos transiente e permanente, 20 ° **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 1999.

SOUZA, C. L.; CHERNICHARO, C. A. L. Quantification of dissolved methane in UASB reactors treating domestic wastewater under different operating conditions. **Water Science and Technology**, v. 64, p. 2259–2264. 2011.

SPITZER, D. W. Flow measurement: practical guides for measurement and control / D. W. Spitzer, editor 2 ed. **Research Triangle Park**, NC: ISA, 2001.

THOMAS, O.; BAURES E.; OUET MF. UV spectrophotometry as a non-parametric measurement of water and wastewater quality variability. **Water Qual. Res. J. Can.**, Vol. 40 (1), 5158. 2005

THOMAS O.; THERAULAZ, F.; CERDA, V.; CONSTANT, D.; QUEVAUVILLER, P. Wastewater quality monitoring. **Trends in analytical chemistry**. Vol. 16, pp. 419 – 424, 1997.

TOLEDO E.; LEITE B. Z.; AISSE, M.M. A influência da porosidade do papel de microfibras de vidro na determinação dos sólidos suspensos, DBO e DQO filtradas. CHERNICHARO C.A.L. (coord.). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios: aspectos metodológicos**. Belo Horizonte, 118 p. Projeto PROSAB 2001.

TORRES A.; BERTRAND-KRAJEWSKI J. L. Partial Least Squares local calibration of a UV-visible spectrometer used for in situ measurements of COD and TSS concentrations in urban drainage systems **Water Science and Technology**. Vol 57 (4), 581-588, 2008.

VAN DER BROEKE J.; LANGERGRABER G.; WIENGARTNER A. On-line and in-situ UV/vis spectroscopy for multi-parameter measurements: a brief review. **Spectroscopy Europe**, Vol. 18 (4). 2006.

VAN HAANDEL, A.; VAN DER LUBBE, J. **Handbook Biological Waste Water Treatment: Design and optimisation of activated sludge systems**. Quist Publishing, Leidschendam, The Netherlands, 2007.

VAN HAANDEL, A.C.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgoto – um manual para regiões de clima quente**. Campina Grande, PB, Ed. Epgraf, 225 p. 1994.

VANROLLEGHEM P.A.; LEE D.S. On-line monitoring equipment for wastewater treatment processes: state of the art **Water Science and Technology**. Vol. 47 (2), 1-34. 2003.

VOGEL, F.; HARF, J.; HUG, A.; von ROHR, P.R. The mean oxidation number of carbon (MOC) useful concept for describing oxidation processes. **Water Research**, v. 34, 2689-2702, 2000.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto**. 4. ed. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 2014.

WAISS, T.C.F.; POSSETTI, G.R.C. Influência de eventos de chuva na produção de biogás de reatores anaeróbios alimentados com esgoto doméstico. In: **Anais do 28º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2015.

WALKER, M.; ZHANG, Y.; HEAVEN, S.; BANKS, C. Potential errors in the quantitative evaluation of biogas production in anaerobic digestion, **Bioresource Technology**, V. 100, No. 24, p. 6339-6346; 2009

WANG, X.; DING, J.; REN, N. Q.; LIU, B. F.; GUO, W. Q. CFD simulation of an expanded granular sludge bed (EGSB) reactor for biohydrogen production. **International Journal of Hydrogen Energy**, China, p. 9686-9695 2009.

WANG, J.; ZHANG, J.; XIE, H.; QI, P.; REN, Y.; HU, Z. Methane emissions from a full-scale A/A/O wastewater treatment plant. **Bioresource Technology** 102 (9), 5479 e 5485, 2011.

WARD A.J.; BRUNI E.; LYKKEGAARD M.K.; FEIBERG A. Real time monitoring of a biogás digester with gas chromatography, near-infrared spectroscopy, and membrane-inlet mass spectrometry. **Bioresource Technology**, V. 102, 4098-4103. 2011.

WEF - **Water Environment Federation. Preliminary Treatment for Wastewater Facilities**. Manual of Practice OM-2. Alexandria, VA. 1994.

WEF - **Water Environment Federation. Design of Municipal Wastewater Treatment Plants**. Manual of Practice n. 8, ASCE Manual and Report on Engineering Practice n. 76. Alexandria, VA. 1998.

WEILAND P. "Biogas production: current state and perspectives," **Applied Microbiology and Biotechnology**, vol.85, no. 4, pp. 849-860, Sep. 2009.

WERNKE, R. Aplicações do conceito de valor presente na contabilidade gerencial. **Revista Brasileira de Contabilidade**. Conselho Federal de Contabilidade, n. 126. Brasília: novembro/dezembro 2000.

WERLE P.; SLEMR F.; MAURER K.; KORMANN R.; MÜCKE R.; JÄNKER B , Near- and mid-infrared laser-optical sensors for gas analysis. **Optics and Lasers in Engineering** 37, 101–114. 2002

XUE Z.; XU B.; SHI X.; YANG C.; CUI X.; LUO G.; QIAO Y. Overall uncertainty measurement for near infrared analysis of cryptotanshinone in tanshinone extract. **Molecular and Biomolecular Spectroscopy** 170 39- 47. 2016.

ZHANGA L.; DE VRIEZEB J.; HENDRICKX T.L.G.; WEI W.; TEMMINK H.; RIJNAARTS H.; ZEEMAN G. Anaerobic treatment of raw domestic wastewater in a UASB-digester at 10 °C and microbial community dynamics, **Chemical Engineering Journal**, Volume 334, , 2088-2097, 2018.

ANEXO A – TABELA *T STUDENT*

Degrees of freedom ν	Fraction p in percent					
	68,27 ^{a)}	90	95	95,45 ^{a)}	99	99,73 ^{a)}
1	1,84	6,31	12,71	13,97	63,66	235,80
2	1,32	2,92	4,30	4,53	9,92	19,21
3	1,20	2,35	3,18	3,31	5,84	9,22
4	1,14	2,13	2,78	2,87	4,60	6,62
5	1,11	2,02	2,57	2,65	4,03	5,51
6	1,09	1,94	2,45	2,52	3,71	4,90
7	1,08	1,89	2,36	2,43	3,50	4,53
8	1,07	1,86	2,31	2,37	3,36	4,28
9	1,06	1,83	2,26	2,32	3,25	4,09
10	1,05	1,81	2,23	2,28	3,17	3,96
11	1,05	1,80	2,20	2,25	3,11	3,85
12	1,04	1,78	2,18	2,23	3,05	3,76
13	1,04	1,77	2,16	2,21	3,01	3,69
14	1,04	1,76	2,14	2,20	2,98	3,64
15	1,03	1,75	2,13	2,18	2,95	3,59
16	1,03	1,75	2,12	2,17	2,92	3,54
17	1,03	1,74	2,11	2,16	2,90	3,51
18	1,03	1,73	2,10	2,15	2,88	3,48
19	1,03	1,73	2,09	2,14	2,86	3,45
20	1,03	1,72	2,09	2,13	2,85	3,42
25	1,02	1,71	2,06	2,11	2,79	3,33
30	1,02	1,70	2,04	2,09	2,75	3,27
35	1,01	1,70	2,03	2,07	2,72	3,23
40	1,01	1,68	2,02	2,06	2,70	3,20
45	1,01	1,68	2,01	2,06	2,69	3,18
50	1,01	1,68	2,01	2,05	2,68	3,16
100	1,005	1,660	1,984	2,025	2,626	3,077
∞	1,000	1,645	1,960	2,000	2,576	3,000

ANEXO B – CERTIFICADO DE CALIBRAÇÃO (SONDA)

Abnahmeprüfzeugnis
Inspection Certificate

EN10204 - 3.1.B

s::can
Intelligent. Optical. Online.Artikelnummer / Item number: C3-I-002-p0-a-NO-075
Datum / Date: 10.02.2014

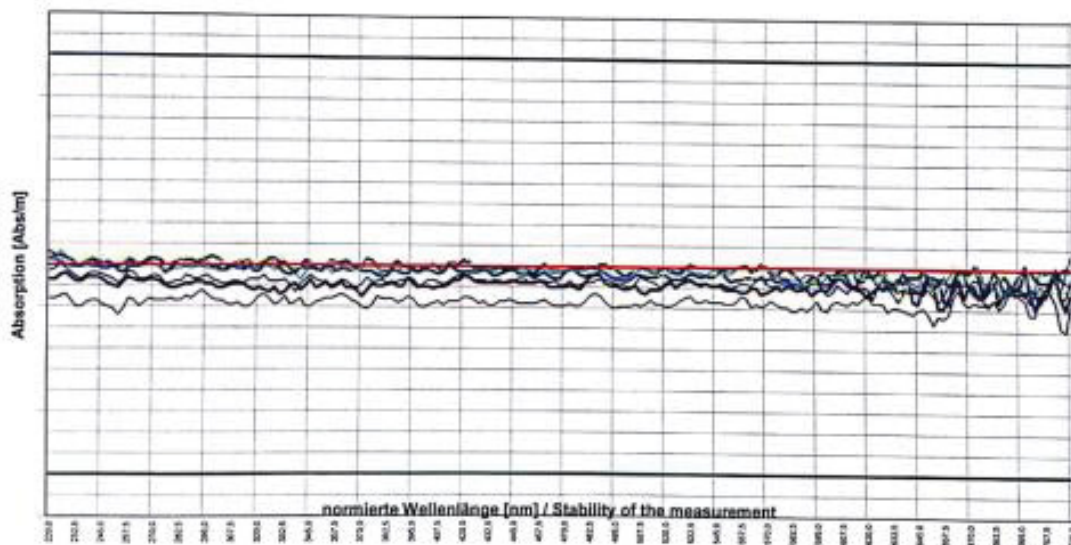
Prüfer / Inspector: Leicht

Sonde / Instrument: S/N: 13230225, detector: UV-VIS
Ausführung / Type: G-SerieSonstiges / Additional specifications: s::canpoint: ORIGINAL from: 2014.02.10 Global calib: "GC3IDQOTV20T"
Pathlength: 2,0 [mm], Lamp tension: 107, Reference: DIST_H2O

Software: Version 5.97(1.4.2)

Prüfschritt	Thema	Prüfungen	Kriterium	Ergebnis
1.1	optische Kontrolle der Sonde / Visual inspection of the instrument	Gehäuse und Kabel / housing and cable		o.k.
2.1	Kontrolle Kommunikation / Communications check	Schnittstelle / interface	"RS232/RS485"	RS485
2.2				
3.1	Prüfen der Konfiguration / Configuration check	Bus Nr		4
3.2		Analogkoeffizienten / analogue coefficients		o.k.
3.3		Grenzwerte / limit values		o.k.
4.1	Kontrollmessungen an Luft / Test measurements in air	Energiewerte / energy levels		o.k.
4.2		Analogwerte Spannung [V] / analogue values - voltage [V]	11,0 - 14,3	o.k.
4.3		Analogwerte Temperatur [°C] / analogue values - temperature [°C]		o.k.
5.1	Vasserreferenz / Reference in water	Referenz DIST_H2O / reference DIST_H2O	Index 2	o.k.
6.1	Kontrollmessungen in DIST H2O / Test measurements in distilled water	Energiewerte / energy levels		o.k.
6.2		Messstabilität / stability of the measurement	220nm-720nm	o.k.
7.1	Überprüfung der Messwerte / Verification of measuring values	TOC als KHP / TOC in KHP	±/- 7,40 mg/l	79,98 mg/l

Meßstabilität / Stability of the measurement



Anmerkungen / Remarks:

geprüft / checked:

ANEXO E – CERTIFICADO MEDIDOR TIPO VORTEX



Höntzsch GmbH Waiblingen

Kalibrierlabor für Strömungsgeschwindigkeit und Durchfluss von Gasen und Flüssigkeiten
 Calibration laboratory for flow velocity and flow rate of gases and liquids

Kalibrierschein Calibration Certificate		Kalibrierscheinnummer Number of Calibration Certificate	13-1174-9
Auftraggeber Customer	Union Instruments GmbH	Dieser Kalibrierschein dokumentiert die Rückführbarkeit auf nationale Normale zur Darstellung der Einheiten in Übereinstimmung mit dem internationalen Einheitensystem (SI). Für die Einhaltung einer angemessenen Frist zur Wiederholung der Kalibrierung ist der Benutzer verantwortlich.	
Auftragsnummer Order no.	13-1174		
Gegenstand Object	Vortex-Strömungssensor Vortex flow sensor		
Hersteller Manufacturer	Höntzsch GmbH	Dieser Kalibrierschein darf nur vollständig und unverändert weiterverarbeitet werden. Auszüge oder Änderungen bedürfen der Genehmigung des ausstellenden Kalibrierlaboratoriums. Dieser Kalibrierschein wurde elektronisch erstellt und ist ohne Unterschrift und Stempel gültig.	
Typ Type	VA DI 80 GE 40 m/s / p10 Z31	This calibration certificate documents the traceability to national standards, which realize the physical units of measurement according to the International System of Units (SI). The user is obliged to have the object recalibrated at appropriate intervals.	
Fabrikat / Seriennummer Serial number	mava40 514 E 180°C		
Prüfmittelnummer Test tool no.		This calibration certificate may not be reproduced other than in full except with the permission of the issuing laboratory. This calibration certificate is produced with an electronic system. This calibration certificate is valid without signature and seal.	
Datum der Kalibrierung Date of calibration	29.01.2014		
Bewertung: Evaluation:	Die gemessenen Werte liegen innerhalb der Spezifikation The measured values are within the specification Der Kalibriergegenstand wird ohne Beanstandung freigegeben The calibration object is released without objection		
Ausstellungsdatum Print date 29.01.2014	Sachbearbeiter Person in charge Ry	Leiter des Kalibrierlaboratoriums Head of the calibration laboratory Roytman	
Höntzsch GmbH Tel ++49 (0) 7151 17 18 0	Gottlieb-Daimler-Straße 37 Fax ++49 (0) 7151 58 402	D-71334 Waiblingen	

Höntzsch GmbH Walbilingen

Kalibrierlabor für Strömungsgeschwindigkeit und Durchfluss von Gasen und Flüssigkeiten
Calibration laboratory for flow velocity and flow rate of gases and liquids

Kalibrierschein Calibration Certificate		Kalibrierscheinnummer Number of Calibration Certificate		13-1174-9
1.	<div>Kalibrierverfahren Calibration procedures</div> <div>Das Kalibrierverfahren erfolgt in Anlehnung an DKD-B und DIN ISO 17025 Calibration procedures are carried out according to DKD-B and DIN ISO 17025</div>			
2.	Umgebungsbedingungen		Ambient conditions	
	Luftdruck	908 hPa	Air pressure	
	Raumtemperatur	20 °C	Room temperature	
	Relative Luftfeuchtigkeit	38 %	Relative humidity	
3.	Bezugsnormale	Reference standard		Messbereich Measuring range
	Volumenstrom Volume flow	Drehkolbengaszähler Quantometer Q250 Quantometer Q2500	IDNr.: 212006 IDNr.: 212003 IDNr.: 212004	0,6 ... 100 m³/h 20 ... 400 m³/h 200 ... 4000 m³/h
	Druck Pressure	BD Sensors Typ	IDNr.: 314003 DMP 3311	0 ... 10 bar
	Temperatur Temperature	LUFFT Typ	S.N. 014.1101.9302.5.4.1.00 8181.00	-30 ... 70 °C
	Luftfeuchtigkeit Relative humidity	LUFFT Typ	S.N. 014.1101.9302.5.4.10.01/002 8181.00	0 ... 100 %
	Stromstärke Current	Multimeter Model No.	S.N. MY47021760 34410A	Agilent Techn. 0 ... 100 mA
4.	Verwendete Messeinrichtungen Measuring equipment used	: Hochdruck-Volumenstrom-Prüfstand : High pressure flow rate test bench		Messunsicherheit Measuring uncertainty HDVP 1 %

Angaben ist die erweiterte Messunsicherheit, die sich aus der Standardmessunsicherheit durch Multiplikation mit dem Erweiterungsfaktor $k = 2$ ergibt. Sie entspricht bei einer Normalverteilung einer Überdeckungswahrscheinlichkeit von etwa 95%. Die Standardmessunsicherheit ist in Anlehnung an DKD-3 / EAL - R2 ermittelt worden.

Quoted is the expanded uncertainty of measurement which results from the standard uncertainty of measurement from multiplication with the expanded factor $k = 2$. This equates to a coverage probability of about 95% with normal distribution. The standard uncertainty of measurement is determined according to DKD-3 / EAL - R2.

ANEXO F – CERTIFICADO MEDIDOR TIPO DISPERSAO TERMICA

Thermatel®
Modelo TA2 Enhanced
 Software v2.x

4.7 Especificações

4.7.1 Desempenho

Máximo de amplitude de fluxo	10–54.000 SFPM (0,05–200 Nm/s) referência de ar para condições padrão Entre em contato com a Magnetrol para outros gases
Precisão do fluxo	±1% de leitura +0.5% de escala completa calibrada
Precisão da temperatura	±2° F (1° C)
Repetibilidade	±0.5% de leitura
Linearidade	Incluída na precisão do fluxo
Diminuição	100:1 típico (dependendo de amplitude de fluxo calibrada)
Calibragem	NIST acompanhável
Gama	Mínimo de 0–100 SFPM
Tempo de resposta	1 a 3 segundos, tempo constante típico
Comprimento do cabo	500 pés (150 m); (veja a página 11 para as especificações do cabo)
SIL	Fração de Falha de Segurança (SFF) 88.4%

4.7.2 Transmissor

Monitor	LCD alfanumérico de duas linhas, 16 caracteres por linha
Teclado	Quatro botões de apertar
Idioma do Menu	Inglês, francês, alemão, espanhol, russo
Voltagem de alimentação	100–264 VCA, 50–60 Hz 1 15–30 VCC (menor VCC possível - consulte a fábrica)
Consumo de Energia	CC = máximo 9 W, CA = máximo 20 VA
Saída de Sinal	4–20 mA, HART disponível (3.8 a 20.5 mA usável — antende NAMUR NE 43)
Sinal de saída analógica	Ativo 4–20 mA (isolado) resistência de alça máxima 1000 Ω Passivo 4–20 mA (isolado) resistência da alça dependente da alimentação de energia, 11–36 VCC
Alarme de Diagnóstico	3.6 mA, 22 mA, MANTER
HART	Opcional
Saída de Pulso	Conexão Ativa — 24 VCC (±10%) Energia, 150 mA Conexão Passiva — 2.5 a 60 VCC Energia, 1.5 AMP
Saída de Alarme	Conexão Ativa — 24 VCC (±10%) Energia, 100 mA Passive Connection — 2.5 to 60 VDC Power, 1 AMP
Temperatura Ambiente	40° a +176° F (-40° a +80° C); monitor não legível abaixo de -22° F (-30° C)
Efeito da Temperatura	Aproximadamente ±0.04% de leitura por ° C
Umidade	99% Não condensante
Material da Carcaça	Alumínio A356 (<0.2% cobre)
Choque/Vibração	ANSI/ISA-S71.03 tabela 2, nível SA1 (Choque), ANSI/ISA-S71.03 tabela 1, nível VC2 (Vibração)

4.7.3 Sonda

Materials	316/316L aço inoxidável todo soldado Hastelloy® C-276/C-22
Conexões de Processo	Consulte o número do modelo, torneira quente opcional
Classificação de Pressão	1500 psig @ +70° F (103 bar @ +20° C), 1375 psig @ +400° F (95 bar @ +200° C)
Temperatura nominal	-50° a +400° F (-45° a +200° C) ①

4.7.4 Corpo de Fluxo

Materials	316/316L aço inoxidável todo soldado Aço carbono com sensor de aço inoxidável
Conexões de Processo	NPT ou flange de 150 libras – Consulte o número do modelo
Classificação de Pressão	1500 psig @ +70° F (103 bar @ +20° C), 1100 psig @ +400° F (76 bar @ +200° C)
Temperatura nominal	-50° a +400° F (-45° a +200° C) ①

① Para temperaturas operacionais entre +250° F e +400° F (+120° C e +200° C), use eletrônica remota ou uma sonda de inserção de comprimento mais longo para fornecer umas quatro polegadas adicionais (100 mm) entre os componentes eletrônicos e o ajuste de compressão.

ANEXO G – CERTIFICADO DO MEDIDOR DE QUALIDADE DE BIOGAS SENSOR INFRAVERMELHO



Multitec® 545/540

7.4 Sensors

Note:

Probes increase the stated response times.

7.4.1 Infrared sensors (IR)

7.4.1.1 Methane CH₄

Measuring range	0 – 100 % vol.
Resolution	0.1 % vol. (0 – 79.9 % vol.) 1 % vol. (80 – 100 % vol.)
Response times	t50 < 9 s, t90 < 17 s
Temperature range	-20 °C – +40 °C
Measuring error	± 1.5 % from upper range value
Interference	all hydrocarbons
Lifetime, expected	5 years

7.4.1.2 Carbon dioxide CO₂

Measuring range	0 – 100 % vol.
Resolution	1 % vol.
Response times	t90 < 20 s
Temperature range	-20 °C – +40 °C
Measuring error	± 1.5 % from upper range value
Interference	none
Lifetime, expected	5 years

ANEXO H – CERTIFICADO DO MEDIDOR DE QUALIDADE DE BIOGAS SENSOR ELETROQUIMICO



Multitec® 545/540

7.4.2 Electrochemical sensors (EC)

7.4.2.1 Oxygen O₂

Measuring range	0 – 25 % vol.
Resolution	0.1 % vol.
Response times	t ₉₀ < 15 s
Warm-up time	approx. 1 min
Temperature range	-20 °C – +40 °C
Measuring error	±3 % or ±0.3 % vol. (±3 digits)
Interference	none
Lifetime, expected	24 months

7.4.2.2 Hydrogen sulphide H₂S

Multitec 545

Measuring range	0 – 5000 ppm
Resolution	1 ppm (0 – 100 ppm) 2 ppm (100 – 998 ppm) 0.02 % vol. / 200 ppm (0.10 – 0.5 % vol.)
Response times	t ₉₀ < 30 s
Warm-up time	approx. 1 min
Temperature range	-20 °C – +40 °C
Measuring error	±3% or ±5ppm (±5 digits) ±5 ppm (long-term stability)
Interference	at 20 °C 100 ppm CO: approx. 1 ppm H ₂ S 1 % vol. H ₂ : approx. 10 ppm H ₂ S 100 ppm NO ₂ : approx. 3 ppm H ₂ S
Lifetime, expected	24 months

APÊNDICE A – DADOS OBJETIVO 1

Avaliação do uso de sensor na medição da, DQO, e os SST, do esgoto doméstico de entrada e saída em uma estação de tratamento que emprega reatores de fluxo ascendente em manta de lodo

Cenário O

Numero	Entrada/Saida	Lab	Sonda					Ereal %	Calibracao
1	Afluyente	100	124,39					19,6	global
2	Afluyente	200	281,15					28,9	global
3	Afluyente	300	452,36					33,7	global
4	Afluyente	400	624,18					35,9	global
5	Afluyente	500	745,76					33,0	global
6	Afluyente	600	910,33					34,1	global
7	Afluyente	700	1060,3					34,0	global
8	Afluyente	800	1212,1					34,0	global
9	Afluyente	900	1354,9					33,6	global

Cenário 1

Numero	Entrada/Saida	Sonda	Lab	Media				Ereal %	Calibracao	CURVA	Vapor da Curva (Yp)	Y-Yp	(y-yp)²	RMSE	Media Lab
1	Afluyente	408	320	320	314	320	326	27,5	global		479,86	-159,86	25554,71	171,2364	664
2	Afluyente	673	457	457	455	460	455	47,3	global		556,66	-99,66	9931,20	RMSErel	
3	Afluyente	879	757	757	767	751	754	16,1	global		616,35	140,65	19781,24	25,80481	
4	Afluyente	911	890	890	862	908	900	2,4	global		625,63	264,37	69892,66	RSR	
5	Afluyente	993	849	849	858	860	830	17,0	global		643,39	199,61	39843,59	0,877232	
6	Afluyente	1112	882	882	895	870	880	26,1	global		683,88	198,12	39252,49		
7	Afluyente	892	763	763	760	765	763	16,9	global		620,12	142,88	20414,24		
8	Afluyente	956	806	806	805	820	794	18,6	global		638,67	167,33	27999,73		
9	Afluyente	892	741	741	741	750	732	20,4	global		620,12	120,88	14611,59		
10	Afluyente	787	740	741	751	730	742	6,4	global		589,69	150,31	22592,31		
11	Afluyente	622	559	559	570	536	570	11,3	global		541,88	17,12	293,25		
12	Afluyente	495	404	404	405	407	401	20,0	global		502,17	-98,17	9637,94		
13	Afluyente	1043,7	260	260	256	260	263	301,4	global		664,10	-404,10	163294,88		
14	Afluyente	1234,9	570	570	570	540	600	116,6	global		719,49	-149,49	22347,77		
15	Afluyente	1345	761	759	750	765	763	76,7	global		751,40	9,60	92,14		
16	Afluyente	1419,9	870	870	880	860	870	63,2	global		773,10	96,90	9389,82		
17	Afluyente	1385,3	814	814	820	814	807	70,2	global		763,09	50,91	2591,60		
18	Afluyente	1373	794	795	795	800	791	72,9	global		759,52	34,48	1188,98		
19	Afluyente	1318,1	705	705	708	717	690	87,0	global		743,61	-38,61	1491,11		
20	Afluyente	1334,2	731	731	738	717	739	82,5	global		748,26	-17,26	297,94		
21	Afluyente	1403	816	818	814	820	820	71,9	global		768,21	47,79	2283,94		
22	Afluyente	1206	664	664	660	656	677	81,6	global		711,12	-47,12	2220,18		
23	Afluyente	1248	445	445	450	452	434	180,4	global		723,29	-278,29	77445,55		
24	Afluyente	1085,7	328	328	341	321	323	231,0	global		676,25	-348,25	121277,06		

Cenário 2 Afluente

Numero	Entrada/Saida	Sonda	Lab	Media				Ereal %	Calibracao	CURVA	Vapor da Curva (Yp)	Y-Yp	(y-yp)²	RMSE	Media Lab
1	Afluente	662	709	709	708	715	705	6,6	global	Y=0,882x-60,606	644,73	64,27	4131,25	127,6548	691
2	Afluente	610	626	626	625	652	600	2,5	global	Y=0,882x-60,607	598,42	27,08	733,32	RMSErel	
3	Afluente	495	418	418	413	415	427	18,5	global	Y=0,882x-60,608	497,08	-79,58	6332,72	18,48729	
4	Afluente	367	262	262	265	259	261	40,2	global	Y=0,882x-60,609	384,51	-122,51	15007,67	RSR	
5	Afluente	397	267	267	275	270	257	49,1	global	Y=0,882x-60,610	411,08	-144,58	20904,36	0,507452	
6	Afluente	702	555	555	561	541	563	26,6	global	Y=0,882x-60,611	679,59	-125,09	15648,41		
7	Afluente	806	941	941	946	927	949	14,4	global	Y=0,882x-60,612	771,28	169,72	28805,73		
8	Afluente	894	1058	1058	999	1088	1087	15,5	global	Y=0,882x-60,613	848,82	209,18	43756,27		
9	Afluente	590	478	478	478	492	465	23,4	global	Y=0,882x-60,614	580,99	-102,99	10606,12		
10	Afluente	575	509	509	509	523	495	13,0	global	Y=0,882x-60,615	567,76	-58,76	3452,27		
11	Afluente	329	576	576	569	579	580	42,9	global	Y=0,882x-60,616	350,78	225,22	50722,25		
12	Afluente	670	685	685	679	690	685	2,2	global	Y=0,882x-60,617	651,55	33,45	1119,17		
13	Afluente	694	736	736	753	741	713	5,7	global	Y=0,882x-60,618	672,71	63,29	4005,12		
14	Afluente	1102	905	905	901	904	909	21,8	global	Y=0,882x-60,619	1032,57	-127,57	16274,10		
15	Afluente	1196	967	967	958	962	981	23,7	global	Y=0,882x-60,620	1115,48	-148,48	22045,72		
16	Afluente	1105	901	901	899	920	885	22,6	global	Y=0,882x-60,621	1035,22	-134,22	18013,93		
17	Afluente	1130	942	941	927	934	961	20,0	global	Y=0,882x-60,622	1057,27	-115,27	13286,25		
18	Afluente	1128	939	939	927	956	934	20,1	global	Y=0,882x-60,623	1055,50	-116,50	13572,72		
19	Afluente	806	941	941	956	937	930	14,4	global	Y=0,882x-60,624	771,28	169,72	28805,73		
20	Afluente	894	1058	1058	1056	1045	1073	15,5	global	Y=0,882x-60,625	848,82	209,18	43756,27		
21	Afluente	746	846	842	834	845	847	11,7	global	Y=0,882x-60,626	718,93	126,57	16019,76		
22	Afluente	758	818	818	820	834	800	7,2	global	Y=0,882x-60,627	729,49	88,01	7746,57		
23	Afluente	841	987	985	981	990	983	14,8	global	Y=0,882x-60,628	802,02	184,48	34034,64		
24	Afluente	695	760	760	765	750	764	8,5	global	Y=0,882x-60,629	673,96	85,64	7334,11		
25	Afluente	662	709	709	699	712	717	6,6	global	Y=0,882x-60,630	644,73	64,27	4131,25		
26	Afluente	610	626	626	633	621	623	2,5	global	Y=0,882x-60,631	598,42	27,08	733,32		
27	Afluente	495	418	418	417	421	417	18,5	global	Y=0,882x-60,632	497,08	-79,58	6332,72		
28	Afluente	367	262	262	269	264	253	40,2	global	Y=0,882x-60,633	384,51	-122,51	15007,67		
29	Afluente	397	267	267	287	257	257	49,1	global	Y=0,882x-60,634	411,08	-144,58	20904,36		
30	Afluente	702	555	555	563	571	531	26,6	global	Y=1,3369x-18,582	679,59	-125,09	15648,41		

Numero	Entrada/Saida	Sonda	Lab	Media				Ereal %	Calibracao	CURVA	Vapor da Curva (Yp)	Y-Yp	(y-yp)²	RMSE	Media Lab
1	Afluente	872	541	541	531	535	556	61,2	Off Set	Y=0,8466x-34,701	703,53	-162,53	26417,37	131,6645	563
2	Afluente	548	416	416	420	432	397	31,7	Off Set	Y=0,8466x-34,701	429,24	-13,24	175,19	RMSErel	
3	Afluente	437	202	202	202	209	195	116,3	Off Set	Y=0,8466x-34,701	335,26	-133,26	17759,08	23,39086	
4	Afluente	774	415	415	405	412	427	86,5	Off Set	Y=0,8466x-34,701	620,57	-205,57	42257,96	RSR	
5	Afluente	691	751	751	765	743	745	8,0	Off Set	Y=0,8466x-34,701	550,30	200,70	40280,65	0,692055	
6	Afluente	920	778	778	765	775	795	18,3	Off Set	Y=0,8466x-34,701	744,17	33,83	1144,40		
7	Afluente	783	705	705	700	695	721	11,1	Off Set	Y=0,8466x-34,701	628,19	76,81	5900,27		
8	Afluente	690	678	678	680	688	667	1,8	Off Set	Y=0,8466x-34,701	549,45	128,55	16524,33		
9	Afluente	638	580	580	589	559	592	10,0	Off Set	Y=0,8466x-34,701	505,43	74,57	5560,71		

Numero	Entrada/Saida	Sonda	Lab	Media				Ereal %	Calibracao	CURVA	Vapor da Curva (Yp)	Y-Yp	(y-yp)²	RMSE	Media Lab
1	Afluente	568	566	565	566	569	560	0,4	Linear	Y=1,2321x-150,43	549,40	16,60	275,47	31,74805	651
2	Afluente	672	626	626	613	635	631	7,3	Linear	Y=1,2321x-150,43	677,54	-51,54	2656,50	RMSErel	
3	Afluente	688	736	736	725	737	747	6,5	Linear	Y=1,2321x-150,43	697,25	38,75	1501,19	4,873819	
4	Afluente	694	720	719	722	726	710	3,6	Linear	Y=1,2321x-150,43	704,65	15,35	235,70	RSR	
5	Afluente	632	609	610	604	613	614	3,8	Linear	Y=1,2321x-150,43	628,26	-19,26	370,84	0,432044	

Cenário 2 Efluente

Numero	Entrada/Saída	Sonda	Lab	Media				Ereal %	Calibração	CURVA	Valor da Curva (Yp)	Y-Yp	(y-yp)²	RMSE	Media Lab
1	Efluente	261	339	338	354	334	326	22,8	global	$y = 1,3369x - 18,582$	330,62	7,88	62,15	28,1408542	341
2	Efluente	264	360	360	355	363	363	26,5	global	$y = 1,3369x - 18,583$	334,49	25,01	625,34	RMSErel	
3	Efluente	271	366	366	362	368	367	25,9	global	$y = 1,3369x - 18,584$	343,85	22,15	490,55	8,24237858	
4	Efluente	296	406	406	401	408	408	27,1	global	$y = 1,3369x - 18,585$	377,14	28,86	832,88	R²	
5	Efluente	293	396	391	400	388	384	26,1	global	$y = 1,3369x - 18,586$	372,64	23,36	545,71	0,614577284	
6	Efluente	328	408	408	408	418	399	19,6	global	$y = 1,3369x - 18,587$	419,32	-11,92	142,12		
7	Efluente	243	325	326	321	332	325	25,1	global	$y = 1,3369x - 18,588$	306,28	18,22	331,80		
8	Efluente	245	309	309	309	304	315	20,7	global	$y = 1,3369x - 18,589$	308,96	0,04	0,00		
9	Efluente	231	302	302	302	299	304	23,5	global	$y = 1,3369x - 18,590$	290,24	11,76	138,25		
10	Efluente	266	279	279	277	276	285	4,7	global	$y = 1,3369x - 18,591$	337,03	-58,03	3367,88		
11	Efluente	264	282	282	287	280	280	6,4	global	$y = 1,3369x - 18,592$	334,36	-52,36	2741,53		
12	Efluente	269	327	327	321	330	329	17,5	global	$y = 1,3369x - 18,593$	341,49	-14,99	224,69		

Numero	Entrada/Saída	Sonda	Lab	Media				Ereal %	Calibração	CURVA	Valor da Curva (Yp)	Y-Yp	(y-yp)²	RMSE	Media Lab
1	Efluente	389	224	224	226	215	230	73,7	Off Set	$Y = 0,6668x + 89,657$	349,06	-125,06	15640,05	56,32877019	313
2	Efluente	261	279	279	285	276	275	6,5	Off Set	$Y = 0,6668x + 89,657$	263,71	15,29	233,79	RMSErel	
3	Efluente	227	182	182	183	183	181	24,7	Off Set	$Y = 0,6668x + 89,657$	241,04	-59,04	3485,56	17,98891578	
4	Efluente	216	125	126	135	120	122	72,8	Off Set	$Y = 0,6668x + 89,657$	233,70	-108,70	11816,52	R²	
5	Efluente	224	265	265	270	259	266	15,5	Off Set	$Y = 0,6668x + 89,657$	239,04	25,96	674,02	0,654220984	
6	Efluente	229	274	274	273	267	283	16,4	Off Set	$Y = 0,6668x + 89,657$	242,37	31,63	1000,32		
7	Efluente	313	268	268	270	259	274	16,8	Off Set	$Y = 0,6668x + 89,657$	298,38	-30,38	923,15		
8	Efluente	361	302	302	299	310	298	19,5	Off Set	$Y = 0,6668x + 89,657$	330,39	-28,39	805,98		
9	Efluente	264	265	265	259	276	259	0,4	Off Set	$Y = 0,6668x + 89,657$	265,71	-0,71	0,50		
10	Efluente	289	224	224	214	216	241	29,0	Off Set	$Y = 0,6668x + 89,657$	282,38	-58,38	3408,25		
11	Efluente	347	323	322	323	314	330	7,4	Off Set	$Y = 0,6668x + 89,657$	321,05	1,95	3,78		
12	Efluente	417	431	431	415	439	440	3,2	Off Set	$Y = 0,6668x + 89,657$	367,73	63,27	4003,02		
13	Efluente	373	372	372	375	376	365	0,3	Off Set	$Y = 0,6668x + 89,657$	338,39	33,61	1129,54		
14	Efluente	343	365	365	380	357	359	6,0	Off Set	$Y = 0,6668x + 89,657$	318,39	46,61	2172,73		
15	Efluente	350	359	359	354	358	365	2,5	Off Set	$Y = 0,6668x + 89,657$	323,06	35,95	1292,04		
16	Efluente	352	388	388	400	382	383	3,3	Off Set	$Y = 0,6668x + 89,657$	324,39	63,61	4046,41		
17	Efluente	344	396	398	398	405	393	12,1	Off Set	$Y = 0,6668x + 89,657$	323,06	74,95	5616,75		
18	Efluente	344	400	400	399	408	394	14,0	Off Set	$Y = 0,6668x + 89,657$	319,05	80,95	6552,22		
19	Efluente	305	334	334	329	334	340	8,7	Off Set	$Y = 0,6668x + 89,657$	293,05	40,95	1676,98		
20	Efluente	310	325	325	343	321	310	4,6	Off Set	$Y = 0,6668x + 89,657$	296,38	28,62	818,93		
21	Efluente	380	322	322	318	329	318	18,0	Off Set	$Y = 0,6668x + 89,657$	343,06	-21,06	443,48		
22	Efluente	380	265	265	273	255	267	43,4	Off Set	$Y = 0,6668x + 89,657$	343,06	-78,06	6093,21		
23	Efluente	684	512	512	520	494	523	33,6	Off Set	$Y = 0,6668x + 89,657$	545,77	-33,77	1140,16		

Numero	Entrada/Saída	Sonda	Lab	Media				Ereal %	Calibração	CURVA	Valor da Curva (Yp)	Y-Yp	(y-yp)²	RMSE	Media Lab
1	Efluente	242	260	260	263	247	270	6,9	Linear	$Y = 0,967x - 6,8534$	227,36	32,64	1065,33	41,01289047	235
2	Efluente	239	262	262	258	255	273	9,8	Linear	$Y = 0,967x - 6,8534$	224,46	37,54	1409,28	RMSErel	
3	Efluente	240	274	274	267	276	279	12,4	Linear	$Y = 0,967x - 6,8534$	225,43	48,57	2359,38	17,43374728	
4	Efluente	250	283	288	300	280	285	11,7	Linear	$Y = 0,967x - 6,8534$	235,10	47,90	2294,74	R²	
5	Efluente	243	272	272	279	267	270	10,7	Linear	$Y = 0,967x - 6,8534$	228,33	43,67	1907,28	0,616401932	
6	Efluente	307	203	203	200	210	199	51,2	Linear	$Y = 0,967x - 6,8534$	290,22	-87,22	7606,56		
7	Efluente	320	260	260	250	255	274	23,1	Linear	$Y = 0,967x - 6,8534$	302,79	-42,79	1830,69		
8	Efluente	308	224	224	219	224	230	37,5	Linear	$Y = 0,967x - 6,8534$	291,18	-67,18	4513,50		
9	Efluente	175	131	131	145	118	131	33,6	Linear	$Y = 0,967x - 6,8534$	162,57	-31,57	996,77		
10	Efluente	168	146	146	146	134	157	15,1	Linear	$Y = 0,967x - 6,8534$	155,80	-9,80	96,09		
11	Efluente	160	117	117	108	124	120	36,8	Linear	$Y = 0,967x - 6,8534$	148,07	-31,07	965,13		
12	Efluente	285	258	257	251	269	252	10,5	Linear	$Y = 0,967x - 6,8534$	268,94	-10,94	119,72		
13	Efluente	263	256	256	237	278	254	2,7	Linear	$Y = 0,967x - 6,8534$	247,67	8,33	69,43		
14	Efluente	262	240	240	246	238	237	9,2	Linear	$Y = 0,967x - 6,8534$	246,70	-6,70	44,90		
15	Efluente	270	212	213	218	210	212	27,4	Linear	$Y = 0,967x - 6,8534$	254,44	-42,44	1800,87		
16	Efluente	231	220	220	222	217	220	5,0	Linear	$Y = 0,967x - 6,8534$	216,72	3,28	10,73		
17	Efluente	237	219	224	217	234	220	8,2	Linear	$Y = 0,967x - 6,8534$	222,53	-3,53	12,43		
18	Efluente	215	218	218	218	220	215	1,4	Linear	$Y = 0,967x - 6,8534$	201,25	16,75	280,51		
19	Efluente	210	214	214	231	222	190	1,9	Linear	$Y = 0,967x - 6,8534$	196,42	17,58	309,18		
20	Efluente	378	436	436	447	420	441	13,3	Linear	$Y = 0,967x - 6,8534$	358,87	77,13	5948,64		

Cenário 3

Afluente

Dia	Soma	SST	% Diferença	E abs	Ereal %	Relação	Valor da Curva (Yp)	Y-Yp	(y-yp)2		
1	326	105	220,7166	2,1021	210,21	3,1	105,98	-0,98	0,97	RMSE	Media Lab
2	394	167	226,7746	1,3579	135,79	2,4	160,75	6,25	39,06	25,14388178	212
3	465	234	231,4146	0,989	98,895	2,0	218,40	15,60	243,39	RMSErel	
4	656	367	269,4546	0,7887	78,87	1,8	372,13	-5,13	26,31	11,85566135	
5	413	179	233,8786	1,3066	130,66	2,3	176,12	2,88	8,27	RSR	
6	492	295	196,6826	0,6667	66,672	1,7	239,54	55,46	3076,15	0,322988094	
7	400	178	221,7446	1,2458	124,58	2,2	165,55	12,45	154,89		
8	537	300	237,0546	0,7902	79,018	1,8	276,05	23,95	573,71		
9	507	223	264,2046	1,2745	127,45	2,3	252,03	-29,03	842,60		
10	519	221	298,1446	1,3491	134,91	2,3	261,64	-40,64	1651,26		
11	424	156	267,6246	1,7155	171,55	2,7	184,77	-28,77	827,75		
12	358	120	237,9546	1,983	198,3	3,0	131,93	-11,93	142,23		

Efluente

Dia	Soma	SST	% Diferença	E abs	Ereal %	Relação	Valor da Curva (Yp)	Y-Yp	(y-yp)2		
1	420	87	333	3,8276	382,76	4,8	125,93	-38,93	1515,86	RMSE	Media Lab
2	324	77	247	3,2078	320,78	4,2	101,07	-24,07	579,36	18,07404369	109
3	356	87	269	3,092	309,2	4,1	109,36	-22,36	499,88	RMSErel	
4	342	107	235,4326	2,2003	220,03	3,2	105,84	1,16	1,34	16,65810478	
5	354	117	237,3726	2,0288	202,88	3,0	108,94	8,06	65,02	RSR	
6	341	106	235,2386	2,2192	221,92	3,2	105,53	0,47	0,22	0,752788184	
7	378	137	241,2526	1,761	176,1	2,8	115,12	21,88	478,67		
8	366	127	239,3126	1,8844	188,44	2,9	112,03	14,97	224,13		
9	434	150	284	1,8933	189,33	2,9	129,56	20,44	417,79		
10	389	128	261	2,0391	203,91	3,0	117,91	10,10	101,91		
11	316	103	213	2,068	206,8	3,1	99,00	4,00	16,02		
12	210	76	134	1,7632	176,32	2,8	71,54	4,46	19,86		

APÊNDICE B – DADOS OBJETIVO 2

Avaliação do uso de sensores na medição do biogás, gerado de esgoto doméstico em uma estação de tratamento que emprega reatores de fluxo ascendente em manta de lodo

Comparação entre os medidores de vazão de biogás tipo vórtex e tipo dispersão térmica

	Diapensao	Vaz. Biogas Normal(m³/h)	Temperatura (C°)	Pressao(mbar)	Valor da Curva (Yp)	Y-Yp	(y-y _p) ²	RMSE	Media Lab
1	22,6	22,1	19,6	919,41	21,16	0,94	0,88		
2	25,5	26,52	18,5	919,41	24,60	1,92	3,70	3,996872	21
3	8,1	12,38	17,58	918,68	4,01	8,37	70,04	RMSErel	
4	13,8	10,61	17,95	917,95	10,75	-0,14	0,02	18,63829	
5	18,8	12,38	17,95	917,95	16,67	-4,29	18,40	RSR	
6	13,8	9,72	17,95	917,95	10,75	-1,03	1,07	0,45684	
7	5,9	11,49	18,5	917,95	1,41	10,08	101,64		
8	18,1	25,64	21,61	918,68	15,84	9,80	96,02		
9	17,6	13,26	23,81	918,68	15,25	-1,99	3,96		
10	11,9	4,42	24,36	919,41	8,51	-4,09	16,70		
11	20,2	13,26	28,75	918,68	18,33	-5,07	25,66		
12	17,4	15,03	30,77	917,95	15,01	0,02	0,00		
13	23,4	17,68	34,98	917,95	22,11	-4,43	19,63		
14	20	19,45	35,16	917,22	18,09	1,36	1,85		
15	23,5	15,91	36,81	917,22	22,23	-6,32	39,93		
16	19,9	15,91	36,08	917,22	17,97	-2,06	4,25		
17	21,2	15,91	32,6	916,48	19,51	-3,60	12,95		
18	24	18,56	29,49	916,48	22,82	-4,26	18,15		
19	20,5	17,68	25,46	917,95	18,68	-1,00	1,00		
20	27,3	30,94	22,53	917,95	26,72	4,22	17,77		
21	25,4	23,87	21,43	917,95	24,48	-0,61	0,37		
22	20,3	21,22	20,15	917,95	18,44	2,78	7,71		
23	22,1	22,98	19,23	918,68	20,57	2,41	5,79		
24	20,7	21,22	19,05	917,95	18,92	2,30	5,30		
25	23,3	22,1	18,68	917,95	21,99	0,11	0,01		
26	18,2	16,8	18,32	917,22	15,96	0,84	0,71		
27	14,8	15,03	37	915,75	11,94	3,09	9,57		
28	19,3	10,61	38,64	915,75	17,26	-6,65	44,23		
29	22,6	21,22	37,73	915,02	21,16	0,06	0,00		
30	23,4	16,8	37,91	914,29	22,11	-5,31	28,21		
31	20,6	17,68	33,7	914,29	18,80	-1,12	1,25		
32	16,5	14,14	29,85	914,29	13,95	0,19	0,04		
33	25,2	20,33	26,92	915,02	24,24	-3,91	15,29		
34	25,6	22,1	24,36	915,75	24,71	-2,61	6,83		
35	31,1	30,94	22,53	916,48	31,22	-0,28	0,08		
36	19,7	20,33	20,88	917,22	17,73	2,60	6,74		
37	15,2	15,03	19,78	916,48	12,41	2,62	6,86		
38	29,3	33,59	18,13	916,48	29,09	4,50	20,24		
39	18,5	21,22	17,58	916,48	16,31	4,91	24,07		
40	22,9	15,03	17,22	915,75	21,52	-6,49	42,11		
41	12,5	10,61	16,85	915,75	9,22	1,39	1,94		
42	14,2	3,54	15,57	916,48	11,23	-7,69	59,09		
43	8,1	1,77	30,95	917,22	4,01	-2,24	5,02		
44	5,9	4,42	32,05	917,22	1,41	3,01	9,07		
45	11,4	10,61	34,98	917,22	7,91	2,70	7,26		
46	22,5	15,91	37,36	916,48	21,05	-5,14	26,38		
47	27,5	29,17	36,63	916,48	26,96	2,21	4,88		
48	24,5	27,4	37,36	916,48	23,41	3,99	15,90		
49	23,3	22,98	37	915,75	21,99	0,99	0,97		
50	26,3	19,45	36,45	915,75	25,54	-6,09	37,11		
51	28,7	29,17	32,23	916,48	28,38	0,79	0,62		
52	27	26,52	28,75	916,48	26,37	0,15	0,02		
53	25,6	24,75	24,73	917,22	24,71	0,04	0,00		
54	30,2	25,64	21,79	917,95	30,16	-4,52	20,39		
55	18,5	12,38	20,51	917,95	16,31	-3,93	15,48		
56	31,6	30,94	20,33	918,68	31,81	-0,87	0,76		
57	26,3	30,94	19,41	918,68	25,54	5,40	29,14		
58	28	26,52	19,6	918,68	27,55	-1,03	1,07		
59	34,1	29,17	19,23	917,95	34,77	-5,60	31,35		

60	26,2	17,68	19,05	917,95	25,42	-7,74	59,96
61	13,7	9,72	18,86	917,22	10,64	-0,92	0,84
62	17,1	7,96	18,5	917,22	14,66	-6,70	44,86
63	9,9	2,65	21,25	918,68	6,14	-3,49	12,18
64	8,1	7,96	22,53	918,68	4,01	3,95	15,59
65	11,5	0,88	26,37	919,41	8,03	-7,15	51,17
66	14	15,03	25,82	920,15	10,99	4,04	16,32
67	10,5	4,42	29,3	920,15	6,85	-2,43	5,91
68	20,3	11,49	33,15	919,41	18,44	-6,95	48,35
69	24,7	16,8	34,25	919,41	23,65	-6,85	46,91
70	38,5	46,85	36,81	918,68	39,97	6,88	47,28
71	27	24,75	35,35	918,68	26,37	-1,62	2,62
72	30,6	33,59	32,23	918,68	30,63	2,96	8,77
73	25,9	24,75	18,86	920,15	25,07	-0,32	0,10
74	24	19,45	18,86	920,15	22,82	-3,37	11,36
75	23,2	18,56	18,86	920,88	21,87	-3,31	10,98
76	19,2	20,33	18,86	920,15	17,14	3,19	10,16
77	18,8	14,14	18,86	920,15	16,67	-2,53	6,40
78	14,2	14,14	18,86	920,15	11,23	2,91	8,48
79	18,4	15,91	18,68	920,15	16,20	-0,29	0,08
80	18,7	21,22	18,68	920,15	16,55	4,67	21,80
81	24,2	26,52	18,68	920,15	23,06	3,46	11,99
82	26	25,64	18,68	920,15	25,19	0,45	0,21
83	23,7	22,1	18,5	920,15	22,47	-0,37	0,13
84	21,5	21,22	18,5	920,15	19,86	1,36	1,84
85	23,8	21,22	19,78	917,95	22,58	-1,36	1,86
86	24,8	24,75	19,6	917,95	23,77	0,98	0,97
87	24,9	30,06	19,6	917,95	23,89	6,17	38,13
88	34,8	41,55	19,41	917,22	35,60	5,95	35,44
89	33,3	36,24	19,23	917,22	33,82	2,42	5,84
90	31,9	30,94	19,05	917,22	32,17	-1,23	1,50
91	27,6	26,52	19,05	917,95	27,08	-0,56	0,31
92	25,2	22,1	18,86	917,22	24,24	-2,14	4,58
93	21,6	23,87	18,86	917,22	19,98	3,89	15,12
94	23,4	19,45	18,68	917,22	22,11	-2,66	7,08
95	18,7	21,22	18,68	917,22	16,55	4,67	21,80
96	24,5	18,56	19,78	917,22	23,41	-4,85	23,54
97	29,2	29,17	18,86	917,22	28,97	0,20	0,04
98	19,5	16,8	18,13	916,48	17,50	-0,70	0,49
99	24,2	17,68	17,95	915,75	23,06	-5,38	28,92
100	18,5	15,91	17,95	916,48	16,31	-0,40	0,16
101	24,7	20,33	17,58	915,75	23,65	-3,32	11,01
102	16	8,84	32,78	917,22	13,36	-4,52	20,40
103	17	23,87	39,93	917,95	14,54	9,33	87,05
104	28,8	31,82	38,83	917,22	28,50	3,32	11,03
105	26,3	19,45	40,66	917,22	25,54	-6,09	37,11
106	30,2	37,13	37	916,48	30,16	6,97	48,65
107	23,8	22,1	36,63	915,75	22,58	-0,48	0,23
108	29,5	31,82	34,98	915,75	29,33	2,49	6,21
109	21,8	25,64	31,32	915,75	20,22	5,42	29,40
110	22,4	25,64	29,3	915,75	20,93	4,71	22,20
111	26,4	29,17	26,37	916,48	25,66	3,51	12,32
112	18,9	22,1	24,73	917,22	16,79	5,31	28,22
113	37,8	33,59	22,89	917,22	39,15	-5,56	30,87
114	26,9	29,17	21,61	917,95	26,25	2,92	8,52
115	30,3	27,4	21,06	917,95	30,27	-2,87	8,26
116	31,4	36,24	20,88	917,22	31,57	4,67	21,76
117	34,1	38,9	21,25	917,95	34,77	4,13	17,07
118	21,4	19,45	21,06	917,22	19,74	-0,29	0,09
119	24,7	21,22	20,15	916,48	23,65	-2,43	5,90
120	18,2	13,26	19,6	917,22	15,96	-2,70	7,29


121	14,5	7,96	19,96	917,22	11,58	-3,62	13,12
122	12,8	13,26	20,15	917,95	9,57	3,69	13,61
123	15,8	8,84	21,06	917,95	13,12	-4,28	18,32
124	13,4	8,84	23,81	918,68	10,28	-1,44	2,08
125	10,8	5,3	28,21	918,68	7,21	-1,91	3,63
126	16,3	11,49	33,7	918,68	13,71	-2,22	4,94
127	27,4	25,64	38,83	917,95	26,84	-1,20	1,45
128	29,2	31,82	39,93	917,95	28,97	2,85	8,11
129	24,6	20,33	39,74	917,95	23,53	-3,20	10,24
130	29,9	31,82	41,39	917,95	29,80	2,02	4,08
131	28,4	30,94	40,84	917,22	28,03	2,91	8,49
132	28,8	34,48	38,28	916,48	28,50	5,98	35,77
133	25,7	32,71	38,28	916,48	24,83	7,88	62,07
134	26,9	28,29	33,88	916,48	26,25	2,04	4,16
135	23,8	26,52	29,67	916,48	22,58	3,94	15,49
136	18,9	19,45	26,92	917,22	16,79	2,66	7,09
137	29,5	34,48	25,09	917,95	29,33	5,15	26,55
138	31,5	26,52	23,63	918,68	31,69	-5,17	26,76
139	33	26,52	23,63	918,68	33,47	-6,95	48,27
140	26,9	23,87	23,44	917,95	26,25	-2,38	5,67
141	23,3	18,56	22,71	917,95	21,99	-3,43	11,78
142	35,7	35,36	22,71	917,95	36,66	-1,30	1,69
143	19,8	15,91	22,53	917,95	17,85	-1,94	3,77
144	24,7	27,4	22,16	917,22	23,65	3,75	14,07
145	15,4	14,14	21,61	917,22	12,65	1,49	2,23
146	19,1	12,38	21,43	917,22	17,02	-4,64	21,57
147	18,1	15,03	21,06	917,95	15,84	-0,81	0,66
148	13,1	9,72	22,34	918,68	9,93	-0,21	0,04
149	17,1	6,19	26,74	919,41	14,66	-8,47	71,71
150	19,3	9,72	33,52	918,68	17,26	-7,54	56,86
151	25,4	22,1	32,97	919,41	24,48	-2,38	5,65
152	26,8	23,87	34,43	919,41	26,13	-2,26	5,12
153	25,5	23,87	39,19	919,41	24,60	-0,73	0,53
154	29	30,94	42,67	918,68	28,74	2,20	4,86
155	29	32,71	43,04	918,68	28,74	3,97	15,80
156	26,4	24,75	43,59	917,95	25,66	-0,91	0,83
157	27,6	27,4	42,86	917,22	27,08	0,32	0,10
158	33,1	40,66	37,73	916,48	33,59	7,07	50,04
159	30,1	29,17	34,43	917,22	30,04	-0,87	0,75
160	27	25,64	30,59	917,95	26,37	-0,73	0,53
161	25,6	26,52	28,02	917,95	24,71	1,81	3,26
162	27,3	22,98	26,56	919,41	26,72	-3,74	14,02
163	26,1	27,4	26,01	919,41	25,31	2,10	4,39
164	38,4	38,01	25,46	919,41	39,86	-1,85	3,41
165	25,9	23,87	24,91	918,68	25,07	-1,20	1,44
166	26,4	30,94	24,54	918,68	25,66	5,28	27,88
167	23,1	22,1	24,18	917,95	21,76	0,34	0,12
168	25	16,8	23,81	917,95	24,00	-7,20	51,89
169	24,8	17,68	23,63	917,22	23,77	-6,09	37,05
170	13,7	13,26	23,08	917,22	10,64	2,62	6,89
171	19,7	20,33	22,71	917,95	17,73	2,60	6,74
172	15,9	13,26	23,08	918,68	13,24	0,02	0,00
173	19	13,26	30,04	918,68	16,91	-3,65	13,29
174	19,4	10,61	30,77	918,68	17,38	-6,77	45,82
175	8,3	7,96	31,14	919,41	4,25	3,71	13,78
176	26,3	23,87	33,15	919,41	25,54	-1,67	2,79
177	23,6	25,64	35,35	919,41	22,35	3,29	10,84
178	26,7	29,17	37,55	919,41	26,01	3,16	9,96
179	31,7	28,29	37,18	918,68	31,93	-3,64	13,25
180	26,6	22,98	36,63	917,95	25,90	-2,92	8,51
181	35,6	34,48	36,26	917,22	36,54	-2,06	4,26

182	31,1	34,48	35,53	917,22	31,22	3,26	10,63
183	27,5	30,94	32,78	916,48	26,96	3,98	15,83
184	25,4	26,52	30,04	917,22	24,48	2,04	4,17
185	29,7	30,06	28,39	918,68	29,56	0,50	0,25
186	27,6	23,87	27,29	919,41	27,08	-3,21	10,30
187	25,5	24,75	26,19	920,15	24,60	0,15	0,02
188	25,1	24,75	26,19	920,15	24,12	0,63	0,39
189	26,1	23,87	24,91	919,41	25,31	-1,44	2,06
190	27,6	24,75	24,54	919,41	27,08	-2,33	5,43
191	21	20,33	24,18	918,68	19,27	1,06	1,12
192	25,1	30,94	23,99	918,68	24,12	6,82	46,49
193	7	7,96	23,63	917,95	2,71	5,25	27,57
194	25,8	16,8	23,26	917,95	24,95	-8,15	66,42
195	19,1	10,61	23,26	918,68	17,02	-6,41	41,14
196	24,6	21,22	23,08	918,68	23,53	-2,31	5,34
197	25	22,98	22,89	918,68	24,00	-1,02	1,05
198	14,7	10,61	23,26	918,68	11,82	-1,21	1,46
199	18,7	17,68	25,27	919,41	16,55	1,13	1,28
200	19	17,68	29,3	919,41	16,91	0,77	0,60
201	24,5	29,17	30,59	918,68	23,41	5,76	33,15
202	25,7	22,98	34,98	918,68	24,83	-1,85	3,43
203	27,3	33,59	38,64	917,22	26,72	6,87	47,13
204	26,7	31,82	28,94	917,22	26,01	5,81	33,70
205	26,7	33,59	30,04	916,48	26,01	7,58	57,38
206	25,4	30,06	30,04	915,75	24,48	5,58	31,17
207	32,2	34,48	26,19	915,75	32,52	1,96	3,84
208	19,3	13,26	27,47	916,48	17,26	-4,00	16,00
209	7,1	10,61	25,64	917,22	2,83	7,78	60,56
210	19,8	17,68	24,36	917,95	17,85	-0,17	0,03
211	34,1	38,01	23,44	917,95	34,77	3,24	10,50
212	14,4	8,84	23,44	917,95	11,46	-2,62	6,88
213	11,9	8,84	23,44	917,95	8,51	0,33	0,11

Caracterização quali-quantitativa do biogás, e suas relações com o comportamento temporal da carga orgânica, em reatores UASB, em escala plena, no tratamento do esgoto sanitário, empregando equipamentos de medição online

[illegible]

APÊNDICE C – Procedimento operacional de manutenção do medidor online de concentração de Demanda Química de Oxigênio, Sólidos Suspensos Totais

	PROCEDIMENTO OPERACIONAL DE MANUTENÇÃO DO MEDIDOR ONLINE DE CONCENTRAÇÃO DE DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO, SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTAIS.	Data Janeiro 2018 Versão 1.0 Revisão A Responsável Orlando Duarte Doutorando Universidade Federal do Paraná
---	---	---

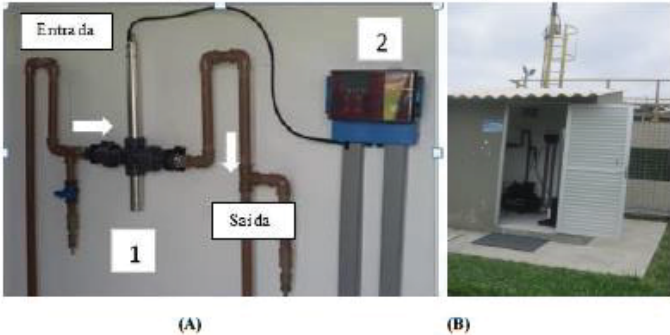
1. MEDIDOR ONLINE DE CONCENTRAÇÃO DE DQO

O sistema de medição online da carga orgânica (DQO) é composto por sonda e unidade controladora, da marca s::can, modelo Carbolyser. Mede concentrações entre 0 e 3250 mg DQO/L., além de DQO filtrada e Sólidos Suspensos Totais, através de espectrometria UV/VIS.

O sistema de medição Sonda Carbolyser, tem um comprimento de 0,6 m e 44 mm de diâmetro, consegue trabalhar com comprimentos de onda entre 200 nm e 750nm e utiliza uma lâmpada de xênon. Para o cálculo da DQOtotal, por exemplo, a absorbância é verificada ao longo do comprimento de onda entre 250 e 370 nm do espectro eletromagnético. A (Figura 1) ilustra esquematicamente

O instrumento está instalado dentro da estação, de forma a possibilitar a avaliação do esgoto afluente e efluente aos reatores UASB. O sistema emprega um sistema automatizado bombeamento alternado de amostras de esgoto afluente e efluente aos reatores.

Figura 1 Medidor *online* modelo Carbolyser



Obs. (A) Esquema da instalação da sonda de DQO (1) Sonda Carbolyser (espectrômetro), (2) Display controlador do Equipamento; (B) Localização do sistema de medição completo ao lado dos reatores UASB


O controlador con::lyte, por sua vez, processa as informações registradas pela sonda e permite visualizar 4 parâmetros em paralelo, viabilizando a transmissão *online* de dois parâmetros para o sistema de telemetria que armazena em tempo real os dados de todo o sistema de medição, os dados podem ser visualizados num site contratado. Os outros dois parâmetros sinalizados no con::lyte podem ser só visualizados na tela do controlador (Figura 2).

Figura 2 Controlador con::lyte



OBS 1 Nome de sonda, 2 Parâmetros (1+2 ou 3+4), só apresenta dois parâmetros na tela, 3 Valor do parâmetro avaliado, 4 Nome e unidade do parâmetro

Data Janeiro 2018 Revisado por Alexandre Moreno Lisboa

	<p align="center">PROCEDIMENTO OPERACIONAL DE MANUTENÇÃO DO MEDIDOR ONLINE DE CONCENTRAÇÃO DE DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO, SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTAIS.</p>	<p>Data Janeiro 2018 Versão 1.0 Revisão A Responsável Orlando Duarte Doutorando Universidade Federal do Paraná</p>
---	---	--

A metodologia aplicada nas sondas espectrométricas da *s::can* é baseada na absorção de luz ultravioleta (UV) e luz visível (VIS). Para tal medição, a sonda tem duas janelas que se encontram opostas dentro de uma lacuna de medição. Segundo o fabricante a medição existe duas vias de luz: a via interna (feixe interno) e via pelo meio (feixe de medição). O percurso do feixe interno serve para registrar o espectro de luz sem absorbância; enquanto isso, no percurso pelo meio, certa quantidade de luz é absorvida, garantindo que a luz chegue ao detector com intensidade enfraquecida. A sonda possui uma faixa nas distâncias nas janelas de medição, para a pesquisa foi utilizada uma abertura de 2mm. (Figura 3)

Figura 3 Janela de medição da sonda



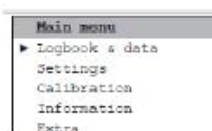
Obs.: Sonda CarboLyser limpa e suja.

As sondas espectrométricas carbo:lyser vêm equipadas com sistema de autolimpeza que utiliza ar comprimido, fornecido pelo compressor é controlado pelo con::lyte, em que é possível visualizar e alterar os intervalos de limpeza da sonda, a pressão pode ser regulada entre 0 e 5 bar, o tempo da descarga, também pode ser programado no con::lyte. O ar comprimido deve ser livre de óleos, graxas e partículas. Os sistemas de limpeza do ar são um requisito muito importante para a confiabilidade dos dados fornecidos, ele procura, reduzir o acúmulo de impurezas na janela de medição.

2. SISTEMA DE AR


Na sequência se apresenta o procedimento padrão para **mudar ou pausar** o tempo da descarga do ar.

Pressione **Enter**. A seguinte tela será exibida: (Figura 4)



1. Pressione **Enter**. A seguinte tela será exibida:
2. Procure a opção Settings, Aperte **Enter**

Figura 4

	PROCEDIMENTO OPERACIONAL DE MANUTENÇÃO DO MEDIDOR ONLINE DE CONCENTRAÇÃO DE DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO, SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTAIS.	Data Janeiro 2018 Versão 1.0 Revisão A Responsável Orlando Duarte Doutorando Universidade Federal do Paraná
---	---	--

3. Na sequência mostrara a seguinte tela: (Figura 5)



Figura 5

4. Posicionar a seleção sobre Measurement. Aperte Enter.

5. Procure e Seleccione Status, ou Cleaning 1,

6. A opção permite Status. Pausar o tempo de descarga. A opção permite Cleaning 1. Alterar o tempo de descarga, no posição clean interval, (Figura 6).

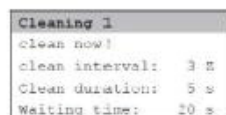


Figura 6

7. Para voltar aperte **Esc**, até retornar à tela inicial.

3. CALIBRAÇÕES DO SISTEMA DE MEDIÇÃO

Serão explicados os princípios da calibração e limpeza, para a sonda carbo:lyser. A faixa de concentração dos parâmetros depende, ainda, do tipo de meio que é definido pela curva inserida no equipamento para interpretar os parâmetros específicos. As curvas utilizadas são produto de diferentes trabalhos desenvolvidos com mais de 300000 amostras em escala internacional, o código da curva padra inserida para a medição dos parâmetros da SANEPAR é **GC3IDQOTV20T**

Na sonda tem uma curva de Calibração Global, que depende código **GC3IDQOTV20T**, para ler no afluente a DQOtotal, no efluente DQOtotal, SST, Temperatura, corresponde a uma expressão matemática introduzida de fábrica que interpreta e transforma a absorbância medida para cada parâmetro nas faixas de seus comprimentos de ondas específicos em concentração.

O dispositivo permite corrigir, valores afastados de a sua **curva global**, mediante correções de sua curva global, procedimentos chamados de **calibração local offset**, **calibração local linear**.

A **calibração offset**, também chamada de um ponto é recomendada nos casos em que exista uma diferença constante nas absorções. Precisa-se um análise comparativo entre o valor da absorbância e o análise no laboratório. (Figura 7)

Data Janeiro 2018 Revisado por Alexandre Moreno Lisboa


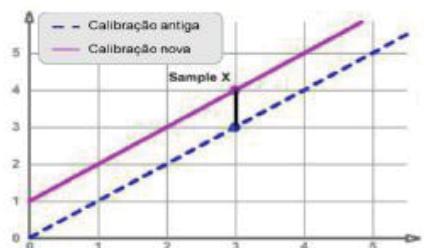
	PROCEDIMENTO OPERACIONAL DE MANUTENÇÃO DO MEDIDOR ONLINE DE CONCENTRAÇÃO DE DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO, SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTAIS.	Data Janeiro 2018 Versão 1.0 Revisão A Responsável Orlando Duarte Doutorando Universidade Federal do Paraná
---	---	---

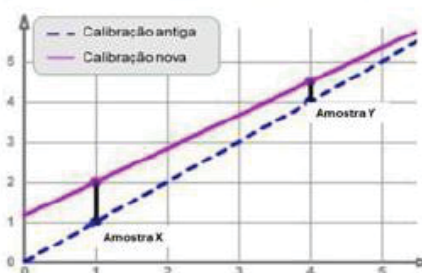
Figura 7 Exemplo de Calibração Offset



Fonte: s::can (Austria) <http://s-can.at/>

A **calibração Local Linear** foi desenvolvida pelo fabricante para quando a discordância entre os valores da sonda e dos laboratório não são representáveis mediante uma correção rápida ou calibração *Offset*, realizam-se pelo menos com duas leituras de amostras, tentando que as duas mostras fiquem nos pontos máximos e mínimos da faixa do parâmetro avaliado. (Figura 8)

Figura 8 Exemplo de Calibração Local Linear




Fonte: s::can (Austria) <http://s-can.at/>

3.1.CALIBRAÇÃO DA Sonda

A calibração da sonda deve ser feita, comparando os valores mensurados pelo equipamento comprando eles com análises feitos no laboratório. Recomenda-se seguir os procedimentos para as análises de DQO e SST do *Standard Methods* (APHA, 2012), códigos 5220, 2540 respectivamente.

Na sequência se apresenta o procedimento padrão para **realizar as calibrações tipo offset ou calibração tipo local linear**.

Data Janeiro 2018
 Revisado por Alexandre Moreno Lisboa

	PROCEDIMENTO OPERACIONAL DE MANUTENÇÃO DO MEDIDOR ONLINE DE CONCENTRAÇÃO DE DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO, SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTAIS.	Data Janeiro 2018 Versão 1.0 Revisão A Responsável Orlando Duarte Doutorando Universidade Federal do Paraná
---	---	--

1. Na tela inicial de configuração, selecione **Calibration**, logo **insirir** o password: **1**.

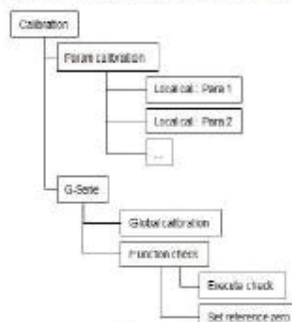


Figura 9

2. Selecione **Param calibration**, continue para o parâmetro desejado para calibrar, As seguintes telas serão exibidas, (Figura 10)

Calibration Param Calibration G-Series	Param Calibration Local cal.: Para 1 Local cal.: Para 2 Local cal.: Para 3 Local cal.: Para 4	Param Calibration Local cal.: TSS Local cal.: 77777
---	--	--

Figura 10

3. Selecione **Calib. Type** e aperte **Enter**. Selecione **Local Offset** ou **Local linear**.

Calibração local *offset* (medição de uma amostra, em campo e laboratorial, usada para ajustar a calibração global à situação atual, alterando a posição, mas não a inclinação da curva da calibração global) (Figura 11a), e calibração local linear (a partir de duas amostras no campo e dois resultados laboratoriais, a inclinação e o alinhamento da calibração global mudam). (Figura 11b)

Enquanto a calibração estiver em configuração global o índice *Calibration* indicará *Global*. Depois de selecionar este índice, pode ser mudado para *Local*. Paralelamente, o índice *Type* mudará para o tipo de calibração.

Dependendo da Calib. Type aparecerá a tela para uma ou duas *Samples*. Selecione Sample 1 e aperte Enter, para fixar o valor, ficará, o valor salvo, colete amostra e leve para o laboratório para o análise do parâmetro. (Figura 11)

Calibração Offset

Local cal.	TSS
Calib.:	global
Type:	-----
Sample 1:	
Lab 1:	


(a)

Calibração Local linear

Local cal.	TSS
Calib.:	local
Type:	linear
Sample 1:	
Lab 1:	
Sample 2:	
Lab 2:	
Calibrate!	

(b)

Figura 11

	PROCEDIMENTO OPERACIONAL DE MANUTENÇÃO DO MEDIDOR ONLINE DE CONCENTRAÇÃO DE DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO, SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTAIS.	Data Janeiro 2018 Versão 1.0 Revisão A Responsável Orlando Duarte Doutorando Universidade Federal do Paraná
---	---	---

4. Após obter os resultados no laboratório, repita os procedimentos indicados nos itens 1 a 3. Selecione **Lab 1** e aperte **Enter**. Insira o valor medido no laboratório. Se a calibração é do tipo local linear repita o procedimento agora para **Lab 2**

5. Selecione **Calibrate!** e aperte **Enter**. A mensagem **o.k.** será exibida, indicando que a calibração foi concluída. Se aparecer uma mensagem **Error** o sistema manterá a última calibração realizada, repetindo todos os passos para uma nova tentativa de calibração



Atenção Para voltar para a calibração global, o tipo de calibração global deve ser selecionado no menu Calibration, e confirmado pressionando Calibrate!.



4. LIMPEZA MANUAL DA Sonda



Figura 13

Para o fabricante durante a operação rotineira, a sonda é limpa automaticamente através do sistema de ar comprimido, mas como a sonda fica num meio muito hostil é preciso limpar a sonda **manualmente** com uma frequência recomendável de 3 vezes por semana.

1. Desligue as bombas no painel de controle, (Figura 13) logo depois desrosque a mangueira que fornece o ar comprimido. (Figura 14a)
2. Verifique que não tenha fluxo de esgoto, abra as válvulas que ficam do lado da sonda, até que tudo o esgoto acha saído, e a tubulação fique totalmente vazia.
3. Desrosque a porca superior e inferior (indicada na Figura 14b) levemente,

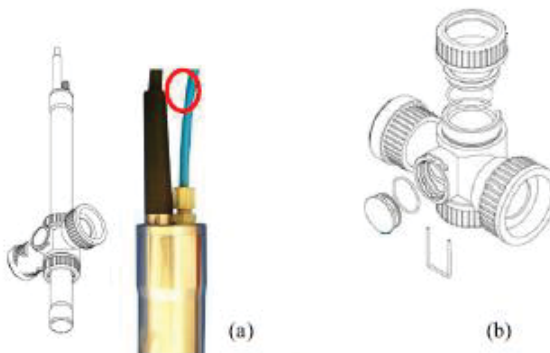



Figura 14

Data Janeiro 2018
 Revisado por Alexandre Moreno Lisboa

	PROCEDIMENTO OPERACIONAL DE MANUTENÇÃO DO MEDIDOR ONLINE DE CONCENTRAÇÃO DE DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO, SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTAIS.	Data Janeiro 2018 Versão 1.0 Revisão A Responsável Orlando Duarte Doutorando Universidade Federal do Paraná
---	---	--

4. Remova a sonda. (Figura 15)



Figura 15



Figura 16


5. Aqueça pelo menos um litro de água, ou suficiente para que a sonda seja imersa numa proveta até a altura do sensor. A temperatura da água deve atingir entre 35 até 45°C.
6. Certifique-se de que a temperatura da água não está acima de 50°C para não danificar a sonda.
7. Mergulhe a sonda na proveta com água por mínimo 5 minutos. (Figura 16).

8. Com um algodão ou com um pano suave, limpe o sensor da sonda. Ao limpar a janela de medição, é preciso ter cuidado para que a janela não estejam danificadas (não use materiais abrasivos, como esponjas de limpeza ou escovas rígidas) utilize as escovas disponibilizadas pelo fabricante.

Quando seja o caso pode utilizar **detergente**, ele só deve ser aplicado nas janelas com pano de limpeza ou tecido. Enxágue com água destilada diretamente após a limpeza. Caso contrário, o resíduo de agentes de limpeza pode alterar as características ópticas das janelas e, assim, levar a uma distorção das medições.

9. Limpe a sonda e a janela de vidro do suporte com água destilada

Data Janeiro 2018 Revisado por Alexandre Moreno Lisboa

	PROCEDIMENTO OPERACIONAL DE MANUTENÇÃO DO MEDIDOR ONLINE DE CONCENTRAÇÃO DE DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO, SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTAIS.	Data Janeiro 2018 Versão 1.0 Revisão A Responsável Orlando Duarte Doutorando Universidade Federal do Paraná
---	---	---



Atenção

O fabricante recomenda fazer uma limpeza com Ácido clorídrico 3%, em caso de filme mineral na janela, para isso pode se utilizar slide multifuncional e deixar o ácido alguns minutos, logo depois é recomendável repetir o procedimento de limpeza descrito no presente documento



10. A fim de se verificar o resultado do processo de limpeza manual, deve ser feito o procedimento de medição de referência. *Quality number* (Q).

11. Coloque o slide multifuncional cuidadosamente limpo sobre a seção de medição limpa da sonda do espectrômetro. (Figura 17)

12. Encha o slide multifuncional com água destilada e despeje-o. Enxágue o slide multifuncional várias vezes (pelo menos 5 vezes).

13. Preencha o slide multifuncional mais uma vez com água destilada.

Figura 17

14. Checagem da limpeza, na Sequência as telas indicadas no controlador *s::can* para checagem de limpeza manual. (Figura 18)

0-Series Global calibration ▶ Function check	Function check ▶ Execute check! Set reference zero	Please wait... Check running... Remaining time: 38 s	Information Check finished. Quality number Q=0
--	--	--	--

Figura 18

Medição de teste: a sonda executa uma medida, quando ele é concluída, um Q (Indicador = -2 a +2) será exibido. De acordo com:

Q = 0: a sonda é totalmente operativa e pode ser montada novamente sem qualquer modificação (a integridade do sensor está correta).

Q < 0: Limpe novamente a janela, ⁽¹⁾.

Q > 0: Suspeita de incrustação de janelas.


⁽¹⁾. Se Q ainda for > 0 após a terceira repetição deste procedimento, continue da seguinte maneira

Q = 1: Execute uma nova medida de referência. Item 15

Q = 2: Informe ao s::can.

O valor Q < 0 indica erro no funcionamento da sonda ou medição de referência inadequada, feita com água não totalmente limpa.

Data Janeiro 2018
 Revisado por Alexandre Moreno Lisboa

	PROCEDIMENTO OPERACIONAL DE MANUTENÇÃO DO MEDIDOR ONLINE DE CONCENTRAÇÃO DE DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO, SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTAIS.	Data Janeiro 2018 Versão 1.0 Revisão A Responsável Orlando Duarte Doutorando Universidade Federal do Paraná
---	---	--

16. Para voltar aperte Esc., até retornar à tela inicial.

17. Para fazer uma nova medida referência de zero, e preciso seguir o seguinte procedimento, (Figura 19)

O-Serie Global calibration ▶ Function check	Function check Execute check! ▶ Set reference zero	Please wait... Measure reference... Remaining time: 38 s	Information New reference was saved successfully.
--	---	---	--




Figura 19

Uma medida de referência defeituosa (por exemplo, quando as janelas de medição não foram devidamente limpas ou existem vestígios de agentes de limpeza nas janelas de medição) levará a possíveis erros nas leituras, a substituição de uma medição de referência deve ser feita com grande cuidado.

Deve ser utilizada água destilada de alta qualidade para a medição de referência. Neste contexto, assegure-se de que não contém matéria estranha (por exemplo, bolhas de ar, contaminação).

16. Recoloque a sonda no suporte e rosqueie a porca superior. O leitor da sonda deve ficar centralizado no suporte, recoloque a mangueira de ar comprimido.

Data Janeiro 2018 Revisado por Alexandre Moreno Lisboa

	PROCEDIMENTO OPERACIONAL DE MANUTENÇÃO DO MEDIDOR ONLINE DE CONCENTRAÇÃO DE DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO, SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTAIS.	Data Janeiro 2018 Versão 1.0 Revisão A Responsável Orlando Duarte Doutorando Universidade Federal do Paraná
---	---	--



Atenção



Figura 20

Deve se evitar a ocorrência de obstruções e entupimento na tubulação de comunicação das caixas de efluente e afluente com o local da sonda. As bombas de alimentação, trabalharam em velocidade do fluxo menor que 3 m/s para garantir a qualidade da medição. A frequência de manutenção e limpeza operacional das bombas submersíveis, do compressor e das válvulas de retenção, dever ter como máximo 1 semanal. Evitando o apresentado na Figura 20




Atenção

Eventualmente logo depois de uma leitura de Checagem da limpeza Q ou uma nova medida referência de zero, alguns dos parâmetros depois da conexão da sonda podem ficar (----- mg/l). Se isso acontecer siga o procedimento seguinte,



Figura 21

1. Pressione **Enter**. A seguinte tela será exibida:
2. Procure a opção Settings, Aperte **Enter** (Figura 21)
3. Procure a opção parameter settings, Aperte **Enter**
4. Apresentaram as seguintes telas, (Figura 22)

	PROCEDIMENTO OPERACIONAL DE MANUTENÇÃO DO MEDIDOR ONLINE DE CONCENTRAÇÃO DE DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO, SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTAIS.	Data Janeiro 2018 Versão 1.0 Revisão A Responsável Orlando Duarte Doutorando Universidade Federal do Paraná
---	---	--

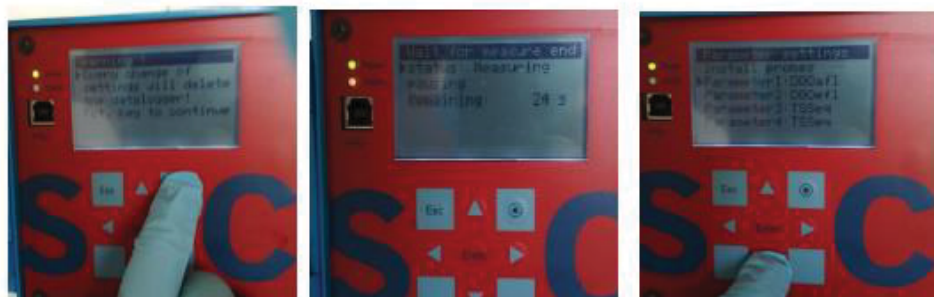


Figura 22

2. Procure a opção *Parameter* desejado, Aperte **Enter**, (Figura 23)

Exemplo Parameter 1 DQOaf1

Procure a opção *Index*, Aperte **Enter**. Mude o número que aparece na opção *Index*, para o caso da DQOaf1 apareça o valor (0 zero). Precisa-se mudar o número (0 zero) para que o sistema aceite a nova referência zero ou valor Q=0. Logo depois de o número mudar, regresse a tela inicial da sonda, e repita o procedimento para cada um dos parâmetros.

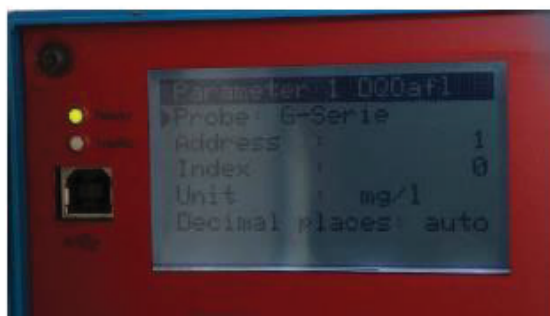



Figura 23



Atenção

O controlador con::lyte, permite medir e visualizar 4 parâmetros em paralelo. Mas só permite a transmissão *online* de dois parâmetros, (parâmetro 1 e 2 da primeira tela do conlyte) para os outros dois parâmetros apenas poderão ser visualizados na tela do controlador.

	PROCEDIMENTO OPERACIONAL DE MANUTENÇÃO DO MEDIDOR ONLINE DE CONCENTRAÇÃO DE DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO, SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTAIS.	Data Janeiro 2018 Versão 1.0 Revisão A Responsável Orlando Duarte Doutorando Universidade Federal do Paraná
---	---	--

Referencias

s::can Spectrometer probes. Disponível em: <http://scan.at/en/products/spectrometer-probes#>
 Acesso em 25 de Janeiro 2018.

Coletânea de publicações do PROBIOGÁS Série Aproveitamento Energético de Biogás em Estações de Tratamento de Esgoto, http://www.cidades.gov.br/images/stories/ArquivosSNSA/probiogas/giz_resultados_ETE_simple_s.pdf Acesso em 25 de janeiro 2018

DUARTE, O. A. H., LISBOA, A. M., CANTÃO M.P., POSSETI, G. R. C., AISSE, M. M. Medição in situ e em tempo real da demanda química de oxigênio, 29 ° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2017.

Data Janeiro 2018 Revisado por Alexandre Moreno Lisboa
